

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR
Édith GRAVEL**

**IMPACTS DES BARRAGES SUR LES CARACTÉRISTIQUES DES DÉBITS
MINIMUMS ANNUELS DANS LE BASSIN VERSANT DU FLEUVE SAINT-LAURENT
ET LES EFFETS DE LEUR FLUCTUATION SUR LES CARACTÉRISTIQUES DE
L'EAU, DES SÉDIMENTS ET DE LA VÉGÉTATION DU LIT MINEUR DE LA RIVIÈRE
MATAWIN (QUÉBEC).**

Janvier 2006

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

TABLE DE MATIÈRES

REMERCIEMENTS	8
CHAPITRE I : RÉSUMÉ DE LA RECHERCHE	9
1.1. CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE DE LA RECHERCHE	9
1.2. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE LA RECHERCHE	10
1.3. MÉTHODOLOGIE	12
1.3.1. Analyse des débits minimums annuels.....	12
1.3.2. Méthode d'estimation des débits réservés écologiques en aval des barrages.....	14
1.3.3. Méthodes d'étude de la végétation.....	16
1.4. SYNTHÈSES DES PRINCIPAUX RÉSULTATS ET CONCLUSIONS.....	19
1.4.1. Résultats sur les impacts des barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels.....	19
1.4.2. Résultats sur les effets de la fluctuation des débits minimums annuels sur la composition physico-chimiques de l'eau, des sédiments et la richesse spécifique de la végétation du lit mineur.....	20
1.5. BIBLIOGRAPHIE	22
CHAPITRE 2. IMPACTS DES BARRAGES SUR LES DÉBITS ANNUELS MINIMUMS EN FONCTION DES RÉGIMES HYDROLOGIQUES ARTIFICIALISÉS AU QUÉBEC (CANADA)	26
2.1. RÉSUMÉ.....	27
2.3. INTRODUCTION.....	32
2.4. DONNÉES ET MÉTHODES D'ANALYSE.....	34
2.4.1. Source des données et choix des stations d'étude.....	34
2.4.2. Méthodes d'analyse des données.....	36
2.5. RÉSULTATS	40
2.5.1. Impacts des barrages sur la période d'occurrence des débits annuels minimums.....	40
2.5.3. Impacts de barrages sur la variabilité inter-annuelle de la magnitude et la forme de distribution des débits annuels minimums.....	44
2.5.4. Comparaison des débits annuels minimums mesurés en aval des barrages avec les normes des débits réservés écologiques estimés.....	45
2.6. DISCUSSION ET CONCLUSION	45
2.7 BIBLIOGRAPHIE	49
CHAPITRE 3. EFFETS DES FLUCTUATIONS DES DÉBITS MINIMUMS SUR LES CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU, DES SÉDIMENTS ET DE LA VÉGÉTATION DU LIT MINEUR EN AVAL DU RÉSERVOIR TAUREAU (QUÉBEC, CANADA).....	57
3.1 RÉSUMÉ.....	58
3.1. INTRODUCTION.....	59
3.2. PRÉSENTATION DU RÉSERVOIR TAUREAU ET DE LA RIVIÈRE MATAWIN.....	60
3.3. COMPARAISON DES DÉBITS DURANT LES ANNÉES HYDROLOGIQUES 2002-2003 ET 2003-2004.....	62
3.4. MÉTHODES	63
3.4.1. Choix des sites de mesure.....	63
3.4.2. Analyse physico-chimique de l'eau et des sédiments.....	65
3.4.3. Étude de la végétation et analyse statistique.....	66
3.5. RÉSULTATS ET DISCUSSION	67
3.5.1. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en 2004 et 2005.....	67
3.5.2. Comparaison des caractéristiques de la végétation en 2003 et en 2004.....	67
3.6. DISCUSSION ET CONCLUSION	69
3.7. BIBLIOGRAPHIE	72

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 1

Tableau 1.1. Résumé des impacts de barrages sur les caractéristiques des débits annuels maximums.....

Tableau 1.2. Changements induits par la hausse des débits en 2004 sur la composition physico-chimique de l'eau et des sédiments ainsi que sur les caractéristiques de la végétation.

CHAPITRE 2

Tableau 2.1. Les six indices pour estimer les débits réservés écologiques au Québec (BELZILE et al., 1997).

Tableau 2.2. Analyse des régressions. Valeurs de F.

CHAPITRE 3

Tableau 3.1. Nombre de vannes ouvertes en 2003 et 2004 (observation de terrain).

Tableau 3.2a. Description et localisation des sites sableux échantillonnés en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

Tableau 3.2b. Description et localisation des sites caillouteux échantillonnés en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

Tableau 3.3. Comparaison de concentrations de COT, NT, PT et d'alcalinité de l'eau prélevée à trois stations en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 (juin à août) au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Tableau 3.4. Comparaison de concentrations de COT, NT, PT et d'alcalinité des sédiments prélevés à 10 cm de profondeur à sept sites en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 (juin à août) au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Tableau 3.5. Comparaison des proportions d'espèces (%) des familles les plus représentatives en 2003 et 2004 en aval du réservoir Taureau.

Tableau 3.6a. Comparaison du nombre d'espèces selon leur groupe écologique en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau.

Tableau 3.6b. Comparaison du nombre d'espèces inventoriées en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau.

Tableau 3.6c. Comparaison du nombre d'espèces inventoriées en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau. Application de l'analyse de variance à deux critères de classification.

Tableau 3.7. Comparaison du recouvrement (%) de la végétation sur les sites sableux et caillouteux en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Tableau 3.8. Comparaison du type d'espèces dominantes sur quelques sites en 2003 et 2004.

Tableau 3.9. Comparaison du nombre d'espèces végétales communes (en %) en 2003 et en 2004 sur les différents types de dépôts en aval du réservoir Taureau.

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 2

Fig.2.1. Localisation des stations hydrologiques naturelles (rectangle gris) et influencées par les barrages (rectangle noir) au Québec. Les numéros de stations renvoient à notre base de données.

Fig.2.2. Les trois régimes hydrologiques artificialisés observés au Québec.

Fig.2.3. Comparaison des fréquences mensuelles des dates d'occurrence des débits annuels minimums entre les rivières naturelles (barres grises) et les rivières régularisées (barres noires).

Fig.2.4. Comparaison des coefficients de variation des dates d'occurrence des débits annuels minimums entre les rivières naturelles (cercles) et les rivières régularisées (triangles).

Fig.2.5. Comparaison des moyennes des débits annuels minimums en rivières naturelles (RN) et en régimes régularisées (RB).

Fig.2.6. Comparaison entre débits annuels minimums estimés (DME, triangle) et débits annuels minimums observés (DMO, cercles) en aval des barrages. Les intervalles de confiance de DME sont délimités par les barres horizontales.

Fig.2.7. Comparaison des coefficients de variation de la magnitude et des coefficients d'asymétrie entre les rivières naturelles (cercles) et les rivières régularisées (triangles).

Fig.2.8a. Comparaison des débits annuels minimums (DAM) et des débits réservés estimés (DR) en rivières régularisées en hiver et au printemps.

Fig.2.8b. Comparaison des débits annuels minimums (DAM) et des débits réservés écologiques estimés (DR) en rivières régularisées en été et en automne.

CHAPITRE 3

Fig.3.1. Localisation des sites échantillonnés. Les rectangles représentent les sites échantillonnés.

Fig.3.2. Comparaison des coefficients mensuels d'écoulement (%) en amont et en aval du réservoir Taureau (1930-1990).

Fig.3.3. Comparaison des débits moyens mensuels (m^3/s) durant les saisons hydrologiques 2002-2003 et 2003-2004 en amont du réservoir Taureau.

LISTE DES ANNEXES

Annexe 3.1a. Liste des espèces végétales récoltées sur les sites caillouteux dans le lit en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

Annexe 3.1b. Liste des espèces végétales récoltées sur les sites sableux dans le lit en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

REMERCIEMENTS

Au seuil de ce travail, je remercie toutes les personnes physiques et morales qui ont contribué de près ou de loin à sa réalisation. Je tiens à remercier M. Ali Arkamose ASSANI, mon directeur de recherche pour la supervision constante de mon projet de recherche. J'aimerais également remercier ma collègue Émilie STICHELBOU avec qui on a travaillé sur le terrain. Je porte une attention spéciale à mes parents. Mes remerciements s'adressent aussi à la sœur Estelle LACOURSIÈRE qui m'a initié à l'identification des espèces végétales. Je remercie les organismes subventionnaires (CRSNG et FIR) qui ont permis la réalisation des travaux par leur contribution financière. Enfin, mes remerciements s'adressent aux deux évaluateurs, le professeur Mohamed BERRAJA et M. Martin JEAN qui ont accepté d'évaluer ce travail.

CHAPITRE I : RÉSUMÉ DE LA RECHERCHE

1.1. CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE DE LA RECHERCHE

Construits depuis plus de quatre mille ans pour diverses raisons, les barrages sont considérés parmi les ouvrages anthropiques qui modifient de manière significative les écosystèmes aquatiques. Leur construction s'est surtout accélérée depuis le 20^{ème} siècle dans tous les pays du monde. Si on se limite seulement aux grands barrages (hauteur > 15 m), leur nombre est passé de moins de 500, durant la première décennie du siècle, à plus de 5000 durant la décennie 1970-79 (Rosenberg et al., 2000). Au Québec, Astrade (1998) a recensé plus de 10 000 barrages et digues. Selon Dynesius et Nilsson (1994), près du tiers des fleuves et leurs affluents dans de l'hémisphère nord sont régularisés. Quant à Nilsson et Berggren (2000), ils estiment qu'environ deux tiers de la quantité d'eau douce qui coule vers les océans sont bloqués par 40 000 grands barrages et 80 000 petits barrages.

Il va sans dire que tous ces ouvrages modifient plus ou moins profondément les différentes composantes des écosystèmes aquatiques. Ainsi, de nombreux travaux se sont jusqu'à présent intéressés à analyser les impacts de ces ouvrages sur la morphologie et la sédimentologie ainsi que sur la faune et la flore des cours d'eau. Plusieurs synthèses sur ces impacts ont été déjà publiées (Brandt, 2000; Bunn et Arthington, 2002; Carling, 1988; Nilsson et Berggren, 2000; Nilsson et Svedmark, 2002; Petts, 1979, 1984; Petts et Gurnell, 2005; Poff et al., 1997; Rosenberg et al., 1997; Ward et Stanford, 1995; Williams et Wolman, 1984). Toutefois, il existe encore très peu d'études sur les impacts hydrologiques des barrages au monde comme l'avait déjà stigmatisé Vivian (1994). C'est ainsi qu'aucune synthèse n'est encore publiée sur ce sujet malgré quelques travaux régionaux récents sur certains pays comme la Grande Bretagne (Higgs et Petts, 1988), les Etats-Unis (Magilligan et Nislow, 2005) et l'Espagne (Batalla et al., 2004). Par ailleurs, les études portant sur les impacts hydrologiques des barrages s'intéressent le plus souvent aux débits de crues comme le soulignent Nilsson et Berggren (2000) en ces termes : « A common downstream effect

of large dams is that the flood peak, and hence the frequency of overbank flooding, is reduced and sometimes displaced in time ». Les autres débits notamment les débits minimums sont encore peu étudiés. C'est ainsi que les impacts écologiques qui résultent des changements de ces débits minimums sont encore très peu étudiés (Nilsson et Svedmark, 2002; Poff et al., 1997).

Au Québec, malgré le nombre élevé des barrages, il n'existe pas encore des études systématiques sur leurs impacts hydrologiques comme l'avaient mentionné Patoine et al. (1999) dans leur mémoire remis lors des audiences publiques sur l'environnement dans le cadre des audiences publiques sur la Gestion de l'eau au Québec. C'est pour combler cette lacune que le professeur Assani (2000) a élaboré un programme de recherche qui vise à analyser les impacts de barrages sur les régimes hydrologiques de rivières et leurs conséquences sur la morphologie, la sédimentologie, la flore et la faune. Ce programme vise à analyser les impacts des barrages sur les caractéristiques des débits aux échelles annuelle, saisonnière, mensuelles et journalières. Ainsi, plusieurs études sont déjà consacrées aux impacts de barrages aux échelles annuelle (Assani et al., 2005a), saisonnière et mensuelle (Assani, 2004; Assani et al., 2002; Assani et al., 2005b, Lajoie et al., 2005). À l'échelle journalière, une étude existe sur les débits maximums annuels (Assani et al., 2005c). Pour compléter celle-ci, la présente étude s'intéresse à l'analyse des impacts hydrologiques de barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels et leurs conséquences sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que sur celles de la végétation du lit mineur.

1.2. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE LA RECHERCHE

L'analyse des impacts des barrages sur les débits de rivières poursuit quatre objectifs (Assani et al., 2005b) :

1. La quantification des changements induits par les barrages sur les caractéristiques des débits. Il s'agit en fait de déterminer l'ampleur des modifications hydrologiques provoquées par un barrage. Jusqu'à présent, c'est le seul objectif poursuivi par toutes

les études consacrées aux impacts hydrologiques des barrages. Mais cet objectif ne peut déboucher sur l'élaboration des politiques de gestion, de conservation et de restauration des tronçons régularisés. C'est la faiblesse majeure de cet objectif. Cette élaboration est la finalité de toute étude d'impacts hydrologiques induits par les barrages. Pour atteindre cette finalité, nous avons défini d'autres objectifs suivants.

2. La détermination des facteurs qui influencent l'ampleur des modifications hydrologiques induites par les barrages.

3. La détermination des caractéristiques hydrologiques les plus modifiées par les barrages.

4. Enfin, l'influence des conditions hydrologiques sur l'ampleur des modifications hydrologiques induites par les barrages.

À la lumière de ces considérations, notre étude poursuit les objectifs suivants :

- La quantification d'impacts de barrages sur les variables hydrologiques afin d'évaluer l'ampleur des modifications hydrologiques induites par les barrages au Québec
- La détermination de facteurs (taille du bassins versants et mode de gestion des barrages) sur cette ampleur des modifications hydrologiques.
- La détermination des caractéristiques hydrologiques les plus modifiées par les barrages.
- La comparaison entre les débits minimums annuels lâchés en aval de barrages et les débits réservés écologiques pour la protection des habitats du poisson élaborés au Québec par Belzile et al. (1997).

Outre ces objectifs strictement hydrologiques, notre étude vise aussi à déterminer les effets de la fluctuation des débits minimums sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que sur la richesses spécifique de la végétation du lit mineur. L'étude de ces derniers impacts se limitera seulement au bassin versant de la rivière Matawin en aval du réservoir Taureau pour les raisons qui seront exposées plus loin.

Ce travail s'articule autour des hypothèses suivantes :

- Les barrages modifient toutes les caractéristiques des débits minimums annuels. Ces modifications se traduisent par une hausse des débits minimums comme il a été observé ailleurs (Vivian, 1994; Magilligan et Nislow, 2005).
- L'ampleur de ces modifications dépend de la taille des bassins versants et du mode de gestion du barrage (régime hydrologique).
- Les débits réservés écologiques sont respectés en aval des barrages en raison de la hausse de la magnitude induite par les barrages.
- Les fluctuations inter-annuelles des débits minimums modifient la composition physico-chimique de l'eau et des sédiments ainsi que le recouvrement et la richesse spécifique de la végétation du lit mineur en aval du réservoir Taureau. Mais, en ce qui concerne la végétation, l'ampleur des changements dépend de type de dépôt.

Ces hypothèses seront vérifiées selon le plan suivant :

- La première partie analysera les impacts des barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels.
- La seconde partie sera axée sur les effets de la fluctuation inter-annuelle des débits minimums sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que sur la richesse spécifique et le recouvrement de la végétation du lit mineur de la rivière Matawin en aval du réservoir Taureau.

1.3. MÉTHODOLOGIE

1.3.1. Analyse des débits minimums annuels

Cette étude se limite au bassin versant du fleuve Saint-Laurent en raison de l'absence des données sur les deux grands bassins (Baies d'Ungava et d'Hudson). Les débits que nous avons analysés proviennent du Sommaire chronologique de l'écoulement au Québec édité par Environnement Canada (1992). Ces données couvrent la période de 1910 à 1990. Au total, nous avons analysé 75 stations de rivières non influencées par les barrages et 75 stations de rivières régularisées. Ces dernières ont été regroupées en trois régimes (Assani et al., 2004) : régime d'inversion (26

stations), régime d'homogénéisation (18) et régime du type naturel (28 stations). Ces régimes seront décrits en détail au second chapitre.

Pour déterminer les impacts de barrages sur les débits minimums annuels, nous avons appliqué la méthode de proportionnalité. Elle consiste à comparer les débits de rivières naturelles et ceux de rivières régularisées en fonction de la superficie des bassins versants. Elle nécessite deux étapes importantes de calcul.

La première étape consiste à calculer deux régressions, après transformation logarithmique, entre les débits moyens annuels et les superficies de bassins versants pour les rivières non régularisées d'une part, et pour les rivières régularisées, d'autre part. La significativité de chaque droite de régression est testée par la méthode de l'analyse de variance. Si les deux régressions sont statistiquement significatives, on compare leurs paramètres (pente et ordonnée à l'origine) au moyen de l'analyse de variance ou du test t de Student. L'objectif de cette étape est de pouvoir déterminer si la relation entre les débits et la superficie des bassins versants est significativement différente en rivières naturelles et en rivières régularisées. C'est cette étape qui permet de déterminer l'influence du mode de gestion des barrages et de la taille des bassins versants sur les caractéristiques des débits.

Lorsque les deux régressions sont significativement différentes, la seconde étape consiste à quantifier l'ampleur du changement (hausse ou baisse) qui affecte les débits en rivières régularisées. Cette quantification consiste à analyser séparément les stations.

En cas d'absence de proportionnalité ou de faible proportionnalité (lorsque les deux ou une de deux régressions ajustées sur les données ne sont pas statistiquement significatives) entre une variable hydrologique et la superficie des bassins versants, nous avons procédé par une simple comparaison graphique (méthode graphique). Elle permet d'évaluer de manière qualitative (hausse ou baisse de la variable hydrologique

analysée) les changements induits par un barrage lorsqu'une évaluation quantitative ne peut être appliquée.

1.3.2. Méthode d'estimation des débits réservés écologiques en aval des barrages

Il existe de nombreuses méthodes pour estimer les débits réservés. Dans le cadre de ce travail, nous avons retenu la méthode de calcul des débits réservés proposée par Belzile et al. (1997) pour les raisons suivantes :

- Elle fait partie des méthodes recommandées par la FAPAQ (1999) et le ministère de l'Environnement du Québec pour estimer les débits réservés au Québec. À ce propos, la FAPAQ note dans son document que « Parmi les méthodes hydrologiques disponibles, Faune et Parcs Québec ainsi que le ministère de l'Environnement du Québec recommandent l'utilisation de la méthode échohydrologique (Belzile et al. 1997) mise au point pour les rivières du Québec. Cette méthode prend en considération les facteurs écologiques, hydrologiques et géographiques propres aux cours d'eau de la province. Elle tient compte des espèces présentes dans l'ensemble des bassins versants du Québec ainsi que des stades critiques de leur cycle vital, ce que les autres méthodes hydrologiques ne font pas ». La FAPAQ définit les débits réservés écologiques comme étant les débits minimums requis pour maintenir, à un niveau jugé acceptable, les habitats du poisson (FAPAQ, 1999).
- Elle est simple d'application mais tout en tenant compte des différents stades de cycles de vie de différentes espèces de poissons au Québec.
- C'est la seule méthode qui permet d'estimer les débits réservés de n'importe quelle rivière du Québec méridional sur la seule base des valeurs des débits (méthode hydrologique). Par conséquent, c'est la seule méthode qui permet d'estimer les débits réservés en aval de tous les barrages au Québec sans aucune mesure de terrain.

Les méthodes d'élaboration des débits réservés écologiques sont exposées en détail par Belzile et al. (1997). Ce sont des méthodes hydrologiques évoluées adaptées au Québec pour répondre aux besoins spécifiques de différentes régions hydroécologiques afin de mieux protéger les habitats de poisson en général et des espèces de poisson cibles en particulier durant les différentes périodes (mois et saisons) de l'année. Les

espèces cibles sont des espèces qui requièrent plus d'attention que d'autres en raison de leur rareté, leur statut d'espèces menacées, leur intérêt sportif ou économique, ou encore leur sensibilité particulière aux modifications des conditions naturelles d'écoulement à des moments bien précis de leur cycle vital. Le nombre de ces espèces cibles varie d'une région hydrologique à une autre. Pour plus détails sur ces espèces, lire Belzile et al. (1997). Ces auteurs ont ainsi proposé 6 indices des débits réservés écologiques qui tiennent compte des régions hydrologiques et des phases critiques du cycle vital des espèces cibles durant l'année.

Pour estimer les débits réservés écologiques en aval des barrages au moyen de la méthode de Belzile et al. (1997), nous avons procédé par les étapes suivantes :

- Déterminer les région hydrologique et écologique homogènes de la station influencée directement par un barrage au moyen des coordonnées géographiques de la station. Sur le plan hydrologique, le Québec méridional a été divisé en onze régions hydrologiques homogènes (H-1 à H-11) sur la base des données de débits moyens annuels ainsi que les débits maximums et minimums annuels. Sur le plan écologique, il a été divisé en dix régions écologiques homogènes en fonction des espèces cibles et des politiques appliquées pour leur protection.
- Déterminer le mois pour lequel on veut estimer le débit réservé et choisir les indices qui correspondent à la saison du mois considéré.
- Enfin, appliquer la formule 1 qui permet d'estimer le débit réservé écologique à une station donnée. Cette formule a pour expression mathématique :

$$Q_r = e^k \cdot S^a \quad (1)$$

Q_r est le débit réservé écologique (en m^3/s) à estimer à une station donnée dont la superficie du bassin versant est S en km^2 . k et a sont des exposants régionalisés et saisonnalisés. e est le logarithme népérien. Les valeurs des exposants k et a dépendent des régions écologique et hydrologique, de la période de l'année, des phases critiques du cycle vital des espèces de poissons cibles dans les différentes régions

écohydrologiques. Elles ont été calculées par Belzile et al. (1997) en fonction de ces différents facteurs.

1.3.3. Méthodes d'étude de la végétation

1.3.3.1. Choix de la rivière et des sites d'étude

Contrairement aux débits minimums annuels, il n'était pas possible d'analyser plus d'une rivière pour déterminer les impacts de changements des caractéristiques des débits minimums annuels sur la végétation en tenant compte du temps imparti (deux ans) pour la réalisation de ce mémoire. Nous avons ainsi choisi d'analyser ces impacts en aval du réservoir Taureau construit sur la rivière Matawin, principal affluent de la rivière Saint-Maurice. Ce choix se justifie par les faits suivants :

- En aval du réservoir Taureau, le régime hydrologique est du type inversion. Or, comme nous le verrons plus loin, ce régime est caractérisé par des changements profonds de toutes les caractéristiques de débits minimums annuels.
- La rivière Matawin possède des mesures continues de débits en amont et en aval du réservoir Taureau. Ce qui permet d'effectuer des analyses fines des impacts hydrologiques induits par ce réservoir.
- Enfin, la rivière Matawin est la seule rivière à régime d'inversion la plus proche de Trois-Rivières. Elle est facilement accessible par véhicule.

Dans le lit mineur, occupé habituellement par l'eau, l'établissement de la végétation y est contrôlé exclusivement par les caractéristiques morphologiques et sédimentologiques de l'habitat. Il est donc très important d'analyser les changements qui affectent la végétation en relation avec les formes géomorphologiques en aval des barrages (Ligon et al., 1995).

Pour tenir compte de cette considération, nous avons sélectionné plusieurs types d'habitats en fonction de deux critères suivants : la dynamique morphologique de

l'habitat et ses caractéristiques granulométriques. En fonction de ces deux critères, nous avons distingué 6 types de dépôts dans le lit mineur en aval du réservoir Taureau.

- Les dépôts stabilisés de berge. Ce sont des dépôts qui ne sont plus soumis à l'érosion par la rivière. Aucune trace d'érosion sur ce dépôt ou sur la berge adjacente n'est plus visible sur le terrain. On les trouve aussi bien dans les tronçons caillouteux que sableux.
- Les dépôts liés au ralentissement du courant. Ce sont des dépôts sableux ou caillouteux qui sont édifiés au niveau des courbures ou dans des tronçons qui s'élargissent brusquement. Cette localisation suggère que le ralentissement brusque du courant est à l'origine de ce type de dépôt.
- Les dépôts de confluence. Ce sont des dépôts qui sont édifiés au niveau de confluence des affluents. Les sédiments, exclusivement sableux apportés par les affluents, s'accumulent dans le lit mineur de la rivière Matawin en raison de la diminution de la compétence de celle-ci consécutivement à l'inversion de son régime hydrologique par le réservoir Taureau.
- Les dépôts résiduels. Ce sont des dépôts constitués par les éléments très grossiers qui dépassent largement la compétence actuelle de la rivière. Ils étaient mis en place dans des conditions hydrodynamiques différentes de l'actuelle. Ils sont observés exclusivement dans des tronçons caillouteux.

1.3.3.2. Échantillonnage et analyse de l'eau, des sédiments et de la végétation en aval du réservoir Taureau

Une fois par mois de juin à août, l'eau a été prélevée à trois sites (km83, km75, km63). Les éléments suivants ont été dosés au laboratoire du Département des sciences biologiques de l'UQAM : l'azote total (méthode de digestion au persulfate de potassium), de phosphore total (méthode de digestion au persulfate de potassium) et le carbone organique total (méthode d'oxydation au persulfate de sodium) et le carbone inorganique total (réaction à l'acide phosphorique) ainsi que l'alcalinité (titrage par l'acide chloridrique). En ce qui concerne les sédiments, sur chaque dépôt sableux, nous avons prélevé à trois endroits différents les sédiments à 10 cm de profondeur. Une partie des sédiments prélevés a servi à l'analyse granulométrique au moyen d'une

colonne de tamis et une autre à l'analyse chimique. Celle-ci a été effectuée au laboratoire des sciences de sols de l'Université Laval. Les trois éléments analysés sont : l'azote total (extraction par acide sulfurique), le phosphore total (extraction par acide chlorhydrique et par fluorure d'ammoniaque) et le carbone organique total (extraction par chromate de potassium et par sulfate ferreux). Aucun prélèvement des sédiments n'a été effectué sur les dépôts caillouteux car il était impossible de creuser du fait qu'on ne pouvait pas déplacer les cailloux en raison de leur grande taille.

Quant à la végétation, l'échantillonnage a été effectué de juin à août en 2003 et en 2004 sur les mêmes sites. Nous avons échantillonné sur toute la superficie de chaque dépôt. (échantillonnage exhaustif). En 2004, tous les sites dont une partie (> 5%) de la superficie était occupée par l'eau ont été exclus. Pour la dénomination des espèces végétales, nous nous sommes référés à la nomenclature de la flore Laurentienne (Marie-Victorin et al., 1995). Les espèces récoltées ont été classées selon leur famille et leur groupe écologique. Pour les groupes écologiques, nous avons adopté la classification proposée par Gauthier (1997) pour la végétation du Québec méridional et utilisée par Environnement Canada. Dans cette classification, les espèces des milieux humides sont regroupées en deux catégories :

- Les espèces obligées pour les milieux humides (OBL). Ce sont des espèces qui ne s'établissent que dans les milieux humides.
- Les espèces réputées facultatives des milieux humides (FACH). Ce sont des espèces qui se développent de manière préférentielle dans les milieux humides. Mais, elles peuvent s'établir aussi en milieu terrestre.

Quant aux espèces strictement terrestres (TERR) mais qui peuvent s'adapter dans les milieux humides, elles ont formé la troisième catégorie désignée par « espèces terrestres à large amplitude écologique ».

En ce qui concerne l'analyse statistique, nous avons comparé les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, des sédiments et de la richesse spécifique de la végétation présente sur les différents dépôts morphologiques en 2003 et 2004 au moyen des tests

de comparaison de deux échantillons appariés d'une part et de l'analyse de variance à deux critères de classification d'autre part.

1.4. SYNTHÈSES DES PRINCIPAUX RÉSULTATS ET CONCLUSIONS

1.4.1. Résultats sur les impacts des barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels

Les résultats obtenus sont résumés au tableau 1.1. Il ressort de ce tableau les faits significatifs suivants.

- L'ampleur des modifications hydrologiques induits par les barrages sur les débits minimums annuels dépend de deux facteurs : le mode de gestion et la taille des bassins versants. En ce qui concerne le mode de gestion, les changements les plus importants ont été observés en régime d'inversion et, dans une moindre mesure, en régimes d'homogénéisation de type naturel. En régime d'homogénéisation, aucun changement significatif n'a été observé. Quant à la taille des bassins versants, ce sont surtout les bassins versants de taille moyenne (1000 à 10 000 km²) qui sont les plus affectés par le changement des débits. Toutefois, en régime d'homogénéisation, nous avons observé une hausse significative des débits minimums annuels en aval de certains barrages.
- Les impacts de barrages se traduisent par une diminution de la magnitude des débits minimums annuels en régime d'inversion et de type naturel. Or, dans la littérature scientifique, les impacts de barrages se traduisent généralement par une hausse des débits minimums comme cela vient d'être observé aux Etats-Unis par Magilligan et Nislow (2005).
- Les changements de la période d'occurrence des débits minimums annuels sont observés en régimes d'inversion et d'homogénéisation. Ces changements se traduisent par une baisse significative de fréquence des débits minimums annuels au printemps (mai et juin) au moment de la fonte de neiges mais une hausse en hiver (décembre à février).

- La variabilité inter-annuelle de la magnitude et, dans une moindre mesure, de la période d'occurrence des débits minimums annuels est beaucoup plus forte en aval des barrages caractérisés par un régime d'inversion. Il en est de même des coefficients d'asymétrie.
- Les débits réservés écologiques sont systématiquement supérieurs aux débits minimums annuels lâchés en aval des barrages durant les quatre saisons. L'écart entre ces deux types de débits est surtout important au printemps et en été .

Tableau 1.1. Résumé des impacts de barrages sur les caractéristiques des débits annuels maximums.

Régime	Période d'occurrence		Magnitude		Coefficient d'asymétrie	
	Moyenne	Variabilité	Moyenne	Variabilité	Valeur	Signe
Inversion	+	+	+	+	+	+
Homogénéisation	+	+	+	+	0	0
Type Naturel	0	0	0	0	0	0

+ = changement significatif; ± = faible changement ; 0 = pas de changement

1.4.2. Résultats sur les effets de la fluctuation des débits minimums annuels sur la composition physico-chimiques de l'eau, des sédiments et la richesse spécifique de la végétation du lit mineur

La hausse du niveau d'eau en aval du réservoir Taureau en 2004 a provoqué les changements suivants (tableau 1.2):

- Une baisse significative du taux de l'alcalinité de l'eau.
- Une baisse significative du nombre d'espèces végétales.
- Un changement des espèces dominantes sur certains sites.
- Un changement de composition végétale qui affecte particulièrement les espèces terrestres.

Tableau 1.2. Changements induits par la hausse des débits en 2004 sur la composition physico-chimique de l'eau et des sédiments ainsi que sur les caractéristiques de la végétation.

	Paramètres	Impacts de la hausse du niveau d'eau
Eau	Alcalinité	Baisse
	COT	Aucun changement
	NT	Aucun changement
	PT	Aucun changement
Sol	COT	Aucun changement
	NT	Aucun changement
	PT	Aucun changement
Végétation	Nombre d'espèces	Baisse
	Recouvrement	Aucun changement
	Espèces dominantes	Changement sur certains sites
	Composition végétale	Changement

COT = carbone organique total, NT = Azote total, PT = Phosphore total,

1.5. BIBLIOGRAPHIE

ASSANI A.A. 2000. Modélisation des impacts des barrages sur l'hydrologie et la morphologie des cours d'eau au Québec (Canada). I. Impacts des barrages sur les régimes hydrologiques et la variabilité temporelle des débits annuels. Rapport de recherche n° 1, Université de Montréal, 65p.

ASSANI A.A. 2004. Comparaison de la variabilité inter-annuelle des débits en fonction de régimes hydrologiques artificialisés dans un complexe de barrages sur la rivière Saint-Maurice (Québec, Canada). *Bull. Soc. Géogr. Liège*, 44, 87-96.

ASSANI A.A., BUFFIN-BÉLANGER T., ROY A.G. 2002. Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Rev. Sci. Eau*, 15, 557-574.

ASSANI A.A, GRAVEL E., BUFFIN-BÉLANGER T., ROY A.G. 2005a. Classification et caractérisation des régimes hydrologiques des rivières régularisées au Québec. Application de l'approche écologique. Soumis à *Can.J. Water Res.* (soumis).

ASSANI A.A., STICHELBOU E., ROY A.G., PETIT F. 2005b. Comparison of impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in the three regulated hydrologic regimes in Québec. *Hydrol. Process.* (sous presse).

ASTRADE L. 1998. La gestion des barrages-réservoirs au Québec : exemples d'enjeux environnementaux. *Ann. Géogr.*, 604, 590-609.

BATALLA R.M, GOMEZ C.M., KONDOLF G.M. 2004. Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *J. Hydrol.*, 290, 117-136.

BELZILE L, BÉRUBÉ P, HOANG VD, LECLERC M. 1997. Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les

rivières du Québec. Rapport présenté par l'INRS-Eau et le Groupe-conseil Génivar inc. au ministère de l'Environnement et de la Faune et à Pêches et Océans Canada. 83p + 8 annexes.

BRANDT S.A. 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40, 375-401

BUNN S.E, ARTHINGTON A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manage.*, 30, 492-507.

CARLING P.A. 1988. Channel change and sediment transport in regulated UK rivers. *Regul. Rivers: Res. & Mgmt*, 2, 369-387.

DYNESIUS M., NILSSON C. 1994. Fragmentation and flow regulation of rivers systems in the northern third of the world. *Science*, 266, 753-762.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1992. Sommaire chronologique de l'écoulement. Province du Québec. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa, 526p.

Faune et Parcs Québec (FAPAQ). 1999. Politique de débits réservés écologiques pour la protection du poisson et de ses habitats. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec.

HIGGS G., PETTS G.E. 1988. Hydrological changes and river regulation in the UK. *Regul. Rivers: Res. & Mgmt*, 2, 349-368.

LAJOIE F., ASSANI A.A, ROY A.G, MESFIOUI M. 2005. Impacts of dams on monthly flow characteristics. The influence of watershed size. *Water Resourc. Res.* (soumis).

LIGON F.K, DIETRICH W.E, TRUCH W.J. 1995. Downstream ecological effects of dams. *Bioscience*, 45, 183-192

MAGILLIGAN F.J, NISLOW K.H. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorph.* (sous presse).

MARIE-VICTORIN EC. 1995. Flore Laurentienne. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 3^{ème} édition mise en jour et annotée par , Brouillet L, Hay SG, Goulet I, Blondeau M, Cayoute J, Labrecque J. 1995, 1093p.

NILSSON C., BERGGREN K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience*, 50, 783-792.

NILSSON C., SVEDMARK M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environ. Manage.*, 30, 468-480.

PATOINE A., BLAIS A-M., FORGET M-H., LAMONTAGNE S., MARTY J. 1999. Respecter la variabilité naturelle pour une gestion durable des ressources aquatiques. Mémoire remis au Bureau des audiences publiques sur l'environnement dans le cadre des audiences publiques sur la Gestion de l'eau au Québec, Montréal, 16p + annexes.

PETTS G.S 1979. Complex response of river channel morphology subsequent to reservoir construction. *Progress Phys. Geogr.*, 3, 329-362.

PETTS GS. 1984. Impounded Rivers. Perspective for Ecological Management, Wiley, New York. 326 p.

PETTS G.E, GURNELL A.M. 2005. Dams and geomorphology : research progress and future directions. *Geomorph.* (sous presse).

POFF N.L., ALLAN J.D, BAIN M.B, KARR J.R, PRESTEGAARD K.L, RICHTER B.D, SPARKS R.E, STROMBERG J.C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* , 47, 769-784.

ROSENBERG D.M, BERKES F., BODALY R.A, HECKY R.E, KELLY C.A, RUDD J.W.M. 1997. Large-Scale impacts of hydroelectric development. *Environ. Rev.*, 5, 27-54.

ROSENBERG D.M, MCCULLY P., PRINGLE C. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations : introduction. *BioScience*, 50, 746-751.

VIVIAN H. 1994. L'hydrologie artificialisée de l'Isère en amont de Grenoble. Essai de quantification des impacts des aménagements. *Rev. Géogr. Alpine*, 82, 97-112.

WARD J.V, STANFORD J.A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul. Rivers : Res. & Mgmt*, 11, 105-119.

WILLIAMS G.P, WOLMAN M.G. 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers. US Geol. Surv. Prof. Paper: 1286, 83 p.

**CHAPITRE 2. IMPACTS DES BARRAGES SUR LES DÉBITS ANNUELS MINIMUMS
EN FONCTION DES RÉGIMES HYDROLOGIQUES ARTIFICIALISÉS AU QUÉBEC
(Canada)**

Ali A. ASSANI¹, Edith GRAVEL¹, Thomas BUFFIN-BÉLANGER², André G. ROY³

Cet article a été publié dans la Revue des Sciences de l'Eau

¹ Laboratoire d'Hydro-climatologie et de Géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; Email : Ali.Assani@uqtr.ca

² Département de Géographie, Université du Québec à Rimouski, 3000, Allée des Ursulines, Rimouski (Québec), G5L 3A1, Québec, Canada.

³ Département de géographie, Université de Montréal, C.P. 6128, succursale Centre-Ville, Montréal, Québec, H3C 3J7, Canada.

Adresse de correspondance

Ali A. ASSANI

Laboratoire d'Hydro-climatologie et de Géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; Email : Ali.Assani@uqtr.ca

Titre court : Impacts des barrages sur les débits annuels minimums au Québec.

2.1. RÉSUMÉ

Les débits annuels minimums des rivières déterminent le volume d'habitat minimum disponible pour assurer la survie des espèces aquatiques en période d'étiage. Dans cette étude, nous comparons les impacts de barrages sur les caractéristiques (période d'occurrence, magnitude, amplitude de variation et asymétrie) de ces débits dans trois régimes hydrologiques artificialisés d'une part, et les débits annuels minimums mesurés en aval des barrages aux normes de débits réservés pour protéger les habitats du poisson au Québec, d'autre part. Nous avons analysé 72 stations appartenant aux régimes artificialisés d'Inversion (26 stations), d'Homogénéisation (18 stations) et de Type Naturel (28 stations). Toutes ces stations appartiennent au bassin versant du fleuve Saint-Laurent. La présente analyse est fondée sur la comparaison des débits mesurés en rivières naturelles (75 stations) à ceux mesurés en aval des barrages au moyen des méthodes de proportionnalité et graphique. Il ressort de ces comparaisons les principaux résultats suivants.

- En régime artificialisé d'Inversion caractérisé par les débits mensuels maximums en hiver et les débits mensuels minimums au printemps, les impacts des barrages se traduisent par une hausse significative de fréquence des débits annuels minimums au printemps au moment de la fonte des neiges mais une baisse en été, une diminution significative de la magnitude des débits pour les bassins versants de taille $< 10\,000\text{ km}^2$, une hausse de la variabilité inter-annuelle et une forte asymétrie de la distribution.
- En régime artificialisé de Type Naturel caractérisé par des débits mensuels maximums au printemps et des débits mensuels minimums en hiver ou en été, on observe une hausse de la fréquence des débits annuels minimums pendant la première moitié de la période froide (de novembre à janvier), une diminution significative de la magnitude pour certaines rivières de taille $< 6000\text{ km}^2$.

- En régime d'Homogénéisation caractérisé par des débits mensuels quasi constants toute l'année, les barrages provoquent une hausse de la fréquence des débits annuels minimums (printemps et automne) mais une baisse en été. Mais contrairement aux deux régimes précédents, l'impact des barrages se manifeste surtout par une hausse de la magnitude des débits annuels minimums pour quelques rivières.

Pour les trois régimes artificialisés et durant les quatre saisons, les débits réservés sont systématiquement supérieurs aux débits annuels minimums lâchés en aval des barrages. L'écart entre les deux types de débits est surtout observé au printemps et en été pour les bassins versants $> 10\,000\text{ km}^2$.

MOTS CLÉS : Débits annuels minimums, débits réservés, magnitude, période d'occurrence, variabilité inter-annuelle, asymétrie, inversion, homogénéisation, type naturel, barrages, Saint-Laurent, Québec.

2.2 IMPACTS OF DAMS ON THE ANNUAL MINIMUM DISCHARGES ACCORDING TO ARTIFICIALISED HYDROLOGIC REGIMES IN QUEBEC (Canada).

Short title: Dam's impacts on the annual minimum discharges.

LONG ABSTRACT

Annual minimum discharges represent a crucial hydrologic parameter for the health of aquatic ecosystems. They determine the volume of available habitat for aquatic species and influence the concentration of pollutant within the fluvial system during low flows. They are also of importance for instream infrastructures and for the regulation of fluvial transport. For these reasons, the minimum discharges constitute the main hydrologic parameters for which clear regulation have been defined in several countries. In the province of Québec, albeit the large amount of dams on several important fluvial systems, there seems to exist a lack of studies examining their effects on the annual minimum discharges. This paper is aiming at highlighting the effects of dams (1) by examining their effect on the characteristics of annual minimum discharges for artificialised flow regimes in Québec, and (2) by comparing those discharges with recommended instream flows to protect fish habitats.

Firstly, the effect of dams on annual minimum discharges is examined for the three types of artificialised flow regimes found in Québec. From the analysis of seasonal and monthly discharges, ASSANI et al. (2004) documented the three types of artificialised hydrologic regime downstream from dams: the inversion, the homogenization, and the natural type flow regimes. The inversion flow regime presents high monthly discharge values in winter and low monthly discharge values during spring. This type of regime occurs solely on the north shore of the St-Lawrence River and pertains to rivers with large reservoirs feeding in hydropower stations. The homogenization flow regime presents small annual fluctuations of the monthly discharge. The maximum monthly discharges are recorded during spring where- as the minimum monthly discharges frequently occur during fall. This type of regime is often associated with reservoirs

created on large streams for which the storage of spring water is less important. This regime is observed mainly on the north shore of the St-Lawrence river. In the natural type flow regime, the maximum monthly discharges take place during spring snowmelt while minimum monthly discharges occur either during summer or winter. The annual natural flow characteristics are thus conserved albeit the existence of the dam. This regime pertains to dams with small reservoirs and it is found on both side of the St-Lawrence River.

Secondly, annual minimum discharges are compared with minimum instream flows recommended by BELZILE et al. (1997). These ones defined the minimum instream flows based on the different species of fish and their life cycle. Downstream from dams, the instream flows (Q_r) can be estimated using the following relation:

$$Q_r = e^k \cdot S^a$$

where S represents the drainage area upstream from the dam; a and k are respectively regional and seasonal parameters. These parameters are associated to the ecohydrological region, to the season as well as to the critical phases of life cycle for the fish species found within the ecohydrological regions.

From the Historical Stream Flow Summary of Environmental Canada, the distribution of discharge from 107 stations were selected and analysed. From those, 72 were located on rivers with dams and 75 on rivers with no regulation. On regulated rivers, 26, 18 and 28 were identified as belonging to the inversed, homogeneous and natural type regimes, respectively. All stations were located in the St-Lawrence drainage area. To highlight the effect of dams, we performed a comparison between the annual minimum discharges for stations on artificialised rivers to those from stations belonging to rivers with no regulation. The comparison is performed according to the size of the drainage basins (proportionality method) and uses a set of parametric and non-parametric statistical tests depending on the type of data. The proportionality method was chosen because of the non-availability of the discharges for the pre-dam periods. According to RICHTER et al.

(1996), river flows can be described using several parameters relating to the daily discharges: the magnitude, the frequency, the duration, the timing and the rate of change (amplitude of the variability). The daily discharges required to compute these parameters were not available. The date of occurrence of annual minimum discharges, their magnitude, the interannual variability of the magnitude and the skewness of the distribution could however be obtained from the Historical Stream Flow Summary of Environmental Canada.

The analysis of annual minimum discharges for the three types of artificialised flow regimes highlights several key elements associated with the effect of dams. For the inversion flow regime, the presence of dams increases and decreases significantly the occurrence of annual minimum discharges during spring and summer, respectively. For drainage area smaller than 10 000 km², the magnitude of the annual minimum discharge is decreased significantly. Finally, the between-year variability is increased and the distribution presents a strong skewness. For the natural type flow regime, an increase in annual minimum discharges during the period between November and January can be observed as well as a significant decrease in magnitude for the small fluvial systems (drainage area < 6000 km²). For the homogenization flow regime, the frequency of annual minimum discharge is increased during spring and fall while decreased during summer time. However, in contrast with the two previous artificialised flow regimes, there is an increase in magnitude for the minimum annual discharges.

Finally, for the three types of artificialised flow regime and for the four seasons, the minimum annual discharges released downstream from the dams appear to be systematically smaller than the instream flows recommended by BELZILE et al. (1997). The main differences are observed during spring and summer for drainage basins > 10 000 km².

KEYS WORDS : Annual minimum discharges, instream discharges, magnitude, timing, interannual variability, skewness, inversion, homogenization, natural type, dams, Saint-Laurent, Quebec.

2.3. INTRODUCTION

Parmi les débits caractéristiques des régimes hydrologiques de cours d'eau, les débits minimums jouent un rôle particulièrement crucial sur le cycle de vie des organismes aquatiques et semi-aquatiques, en général, et des poissons, en particulier (FRENETTE et al., 1984; GIBSON et MYERS, 1988; POFF et WARD, 1989; PETTS 1995; POWER et al., 1996; STANFORD et al., 1996; CUNJAK, 1996; RICHTER et al., 1996 ; CUNJAK et al., 1998; CAZAUBON et GIUDICELLI, 1999; WARD et al., 2001 ; OLDEN et POFF, 2003). Ces débits déterminent le volume d'habitat minimum disponible nécessaire pour la survie des nombreuses communautés aquatiques en période des basses eaux. CUNJAK et al. (1998), entre autres, ont ainsi rapporté que, dans le cas du ruisseau Catamaran au Nouveau-Brunswick, l'abondance des saumons juvéniles en été était grande après les étiages hivernaux caractérisés par des débits minimums relativement abondants qui favorisent un taux de survie élevé d'œufs. D'autre part, la qualité de l'eau dépend des débits minimums en raison de leur influence sur la dilution des polluants en période d'étiage (ANCTIL et al., 2000). Ces différents rôles ont justifié depuis fort longtemps le maintien des débits minimums naturels dans les écosystèmes fluviaux anthropisés pour atténuer les impacts (PETTS, 1995 ; POFF et al., 1997). Au Canada et dans d'autres pays développés, de nombreux travaux sont ainsi consacrés à la détermination des débits réservés – définis comme le débit minimum qui doit être assuré à la rivière tout au long de l'année (COSANDEY et ROBINSON, 2000) - pour protéger et restaurer les différentes communautés aquatiques (CAISSIÉ et EL-JABI, 1995 ; LECLERC et al., 1995 ; BELZILE et al., 1997 ; ROOD et al., 2003). D'autre part, le changement de la période d'occurrence des débits minimums peut perturber plus ou moins profondément les écosystèmes aquatiques. ROOD et al. (1995) ont attribué le déclin des peupliers ripariens en aval du barrage construit sur la rivière St-Mary en Alberta au changement de la période d'occurrence des débits minimums. De même REILY et JOHNSON (1982) avaient déjà invoqué le même facteur pour expliquer le ralentissement de la croissance radiale de certaines espèces d'arbres en aval du barrage Garrison construit sur la rivière Missouri.

Si la détermination des débits réservés reste toujours la principale préoccupation, peu de travaux existent encore sur les impacts des barrages sur les débits minimums. Ces travaux, qui devraient contribuer à l'élaboration des normes des débits réservés, concernent souvent une seule rivière (VIVIAN, 1994; MAHESHWARI et al., 1995) et n'analysent qu'une seule des caractéristiques de débits minimums, à savoir la magnitude. Pourtant, comme l'avaient déjà fait remarquer FRIEDMAN et al. (1998), les conclusions tirées d'études d'impacts des barrages sur un seul cours d'eau sont parfois contradictoires. Ces auteurs préconisèrent ainsi d'entreprendre des études d'impacts impliquant de nombreux bassins versants de différentes tailles à l'échelle régionale. D'autre part, RICHTER et al. (1996) considèrent que la caractérisation des débits par une seule variable, en l'occurrence la magnitude, est une démarche insuffisante et incomplète. Ils suggèrent de tenir compte de toutes les caractéristiques de débits. Au Québec, à notre connaissance, il n'existe pas encore d'études consacrées spécifiquement aux impacts des barrages sur les débits minimums, et ce malgré l'élaboration des normes des débits réservés écologiques (BELZILE et al., 1997), définis comme « débits minimums requis pour maintenir, à un niveau jugé acceptable, les habitats du poisson » (FAUNE ET PARCS QUÉBEC, 1999). Toutefois, dans une étude portant sur les impacts du réservoir Taureau sur le régime hydrologique de la rivière Matawin, nous avons montré que ces impacts se traduisaient par une diminution significative et un changement des périodes d'occurrence des débits minimums (ASSANI et al., 2002). Il était donc important de vérifier si les conclusions de cette étude pouvaient être généralisées à l'ensemble des barrages construits au Québec dans la perspective de l'élaboration des mesures de restauration des tronçons régularisés.

À la lumière de la remarque de FRIEDMAN et al. (1998), cette vérification s'imposait dans la mesure où le Québec est l'une des régions au monde disposant d'un grand nombre de barrages. Selon ASTRIDE (1998), on y dénombre près de 10 000 barrages et digues sur ses rivières et ses lacs. La plupart de ces barrages servent surtout à la production de l'énergie hydroélectrique à telle enseigne que le Québec en est devenu le troisième producteur mondial. Cet article vise à analyser les impacts des barrages sur les débits annuels minimums des affluents du fleuve Saint-Laurent au Québec. Dans cette étude, nous aborderons les deux points suivants :

1. Analyse des impacts des barrages sur les caractéristiques des débits annuels minimums. Elle sera entreprise en fonction des régimes hydrologiques artificialisés décrits en aval des barrages au Québec (ASSANI et al., 2004), c'est-à-dire des régimes hydrologiques influencés directement par les barrages. L'hypothèse que nous voulons vérifier est la suivante : les impacts de barrages sur les caractéristiques des débits minimums dépendent du régime hydrologique artificialisé (mode de gestion).
2. Comparaison des débits annuels minimums mesurés en aval des barrages aux normes des débits réservés écologiques pour la protection des habitats du poisson. Ces normes ont été élaborées par BELZILE et al. (1997) et leur application a été recommandée par l'organisme FAUNE ET PARCS QUÉBEC (1999). À notre connaissance, depuis leur élaboration, elles n'ont jamais été vérifiées en aval des barrages. On ignore encore si ces normes y sont respectées afin de mieux protéger les habitats du poisson.

2.4. DONNÉES ET MÉTHODES D'ANALYSE

2.4.1. Source des données et choix des stations d'étude

Dans le cadre de cette étude, nous nous limiterons seulement au bassin versant du fleuve Saint-Laurent (581 000 km²) puisque nous n'avons pu obtenir les données de débits des rivières régularisées des deux autres grands bassins versants du Québec (Baies d'Hudson et d'Ungava). Quoi qu'il en soit, presque tous les barrages hydroélectriques sont construits dans le premier bassin versant (fig.2.1). Du point de vue lithologique, ce bassin est constitué de trois grandes formations géologiques : le Bouclier Canadien (roches intrusives et métamorphiques) en rive nord, les Appalaches (roches sédimentaires plissées) en rive sud et les Basses Terres de Saint-Laurent (schistes et carbonates). Ces dernières, de faibles étendues, longent les deux rives du fleuve dont elles tirent leur nom. Les données des débits analysées sont publiées dans le Sommaire chronologique de l'écoulement au Québec édité par ENVIRONNEMENT CANADA (1992). En ce qui concerne les débits minimums, seules les valeurs des débits minimums annuels et leurs dates de mesure sont publiées. Pour certaines rivières dont

les mesures des débits étaient inférieures à 10 ans, nous avons étendu les séries hydrologiques par des données puisées dans les annuaires hydrologiques publiés annuellement par le ministère de l'Environnement du Québec entre 1991 et 1993 (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1994) . Dans le cas d'une station influencée directement par un barrage, on indique le nom de ce dernier. Cette indication nous a permis de rechercher les caractéristiques de chaque barrage sur le site internet du ministère de l'Environnement du Québec (<http://barrages.menv.gouv.qc.ca>, 03-03-2003). Sur ce site, le ministère publie quatre catégories d'informations : l'identification, la catégorie administrative et le type d'utilisation ainsi que les caractéristiques techniques de chaque barrage.

En ce qui concerne les régimes hydrologiques artificialisés, c'est-à-dire les régimes hydrologiques influencés directement par les barrages, l'analyse en composantes principales des débits mensuels et saisonniers a mis en évidence trois types de régimes (ASSANI et al., 2004). Retenons que ces derniers correspondent chacun à un mode de gestion spécifique des barrages.

- Le régime d'inversion est caractérisé par des débits mensuels maximums en hiver (décembre à mars) et des débits mensuels minimums au printemps (d'avril à juin) au moment de la fonte des neiges. Le cycle hydrologique naturel est donc complètement inversé. Ce type de régime ne s'observe exclusivement qu'en rive nord du fleuve Saint-Laurent en raison du faible écoulement hivernal et d'une forte production de l'énergie électrique en hiver (fig.2.2).

- Le régime d'homogénéisation est caractérisé par une faible variation des débits durant toute l'année. C'est un régime moins contrasté que le régime précédent (fig.2.2). En fait le rapport entre les débits maximums et les débits minimums est proche de 1 alors qu'en condition naturelle, il est toujours supérieur à 5. De plus, contrairement au régime précédent, les débits mensuels minimums saisonniers ne se produisent jamais au printemps au moment de la fonte des neiges. Mais en revanche, les débits mensuels maximums peuvent être observés en hiver. Ce régime hydrologique artificialisé est très fréquent en rive nord.

- Le régime de type naturel est caractérisé par l'absence de changement des périodes d'occurrence des débits mensuels maximums et/ou minimums. Il est comparable aux régimes des rivières naturelles. Les débits mensuels maximums surviennent au printemps au moment de la fonte de neiges et les débits minimums, en hiver et/ou en été (fig.2). Contrairement aux deux régimes précédents, il est bien représenté sur les deux rives du fleuve Saint-Laurent.

Enfin, soulignons qu'en condition naturelle, les débits minimums ou d'étiages au Québec sont enregistrés en deux périodes : en hiver en raison du stockage des précipitations sous forme de neiges et en été en raison de la diminution des lames d'eau précipitées (ANCTIL et al., 2000). Dans le cadre de cette étude, nous avons analysé les stations dont les mesures de débits s'étendaient sur au moins 15 ans : 26 stations en régime d'inversion, 18 stations en régime d'homogénéisation, 28 stations en régime du type naturel et 75 stations de rivières non influencées par les barrages.

2.4.2. Méthodes d'analyse des données

2.4.2.1. Caractérisation des débits annuels minimums

Du point de vue écologique, RICHTER et al. (1996) ont montré que les débits d'une rivière peuvent être décrits par les cinq caractéristiques suivantes : la magnitude, la période d'occurrence, la durée, l'amplitude de la variation et la fréquence. Ces cinq caractéristiques sont quantitativement décrites par 32 variables hydrologiques connues sous le nom des Indicateurs d'Altération Hydrologique (IAH). Elles permettent de détecter et de quantifier les impacts d'origine anthropique notamment les barrages sur les régimes hydrologiques naturels. Ces auteurs ont souligné l'importance de ces caractéristiques en écologie pour la gestion des cours d'eau. Ainsi, elles sont de plus en plus utilisées dans la communauté scientifique pour décrire les régimes hydrologiques et quantifier les impacts anthropiques (CLAUSSEN et BIGGS, 2000 ; OLDEN et POFF, 2003 ; RICHTER et al., 1997 ; RICHTER et al., 1998). Cependant, ces 32 variables ne s'appliquent que lorsqu'on dispose des relevés journaliers des débits. Dans notre cas, nous ne possédons que les débits annuels minimums soit une seule valeur des débits

journaliers minimums par année du fait que les données journalières des débits mesurés au niveau des barrages ne sont pas divulguées au public par les compagnies d'hydroélectricité pour des raisons de concurrence industrielle. En fait, ces données révéleraient la production journalière de l'énergie hydroélectrique au niveau de chaque barrage. Pour cette raison, nous ne pouvions donc tenir compte de toutes les cinq caractéristiques pour analyser les impacts de barrages sur les débits minimums. Néanmoins, on peut définir trois de ces cinq caractéristiques sur une série annuelle des débits : la magnitude, la période d'occurrence et la variabilité inter-annuelle. De plus, nous avons ajouté une quatrième caractéristique qui n'a pas été proposée par RICHTER et al. (1996), à savoir la forme (l'asymétrie) de la courbe de distribution des débits annuels minimums. Cette caractéristique tient aussi compte indirectement de la fréquence des débits supérieurs et inférieurs à la moyenne de la série.

En ce qui concerne la magnitude, elle a été définie par la moyenne arithmétique des débits annuels minimums. Quant à la période d'occurrence, nous avons d'abord déterminé les fréquences d'occurrence mensuelles (nombre de fois qu'un débit annuel minimum a été enregistré au cours d'un mois) des débits annuels minimums. Ensuite, nous avons calculé la moyenne de ces fréquences pour chaque type de régime hydrologique. La variabilité inter-annuelle de ces deux caractéristiques a été calculée au moyen du coefficient de variation. Enfin, la forme de la courbe de distribution des débits annuels minimums a été définie au moyen du coefficient d'asymétrie de Pearson.

2.4.2.2. Méthodes d'étude pour analyser les impacts de barrages

Dans la littérature, trois méthodes sont couramment utilisées pour analyser les impacts de barrages.

- La méthode de station témoin qui consiste à comparer les données mesurées à la même station avant et après la construction d'un barrage (RICHTER et al., 1997).
- La méthode de station contrôle fondée sur la comparaison des débits mesurés en amont et en aval d'un barrage (ASSANI et al., 2002) ou sur la comparaison des débits

mesurés sur une rivière non influencée par un barrage et en aval d'un barrage (BENN et ERSKINE, 1994).

- La méthode de simulation hydrologique qui consiste à comparer les débits naturels reconstitués au moyen d'un modèle hydrologique aux débits effectivement mesurés à une station influencée par un barrage (PETERS et PROWSE, 2001).

Dans le cadre de cette étude, nous ne pouvions appliquer aucune de ces trois méthodes pour les raisons suivantes :

- Nous ne disposons pas de données de débits ni avant la construction des barrages ni en amont des barrages.

- Il est impossible de simuler les débits naturels au moyen d'un modèle hydrologique unique pour toutes les stations analysées (72 stations). De plus, l'élaboration d'un modèle hydrologique est un processus long et fastidieux et ne peut se justifier dans le cadre de ce travail. C'est une méthode généralement utilisée lorsqu'on travaille sur une seule station ou sur plusieurs stations d'une même rivière.

Nous avons ainsi utilisé une nouvelle méthode d'analyse d'impacts de barrages qui consiste à comparer les débits en rivières naturelles et les débits en rivières influencées par les barrages en fonction de la taille des bassins versants (méthode de proportionnalité). Cette approche se justifie du fait qu'en rivières naturelles, il existe une forte proportionnalité entre les débits et les superficies de bassins versants au Québec (BELZILE et al., 1997) malgré l'influence des autres facteurs physiographiques. Cette comparaison a été effectuée au moyen de plusieurs tests statistiques (analyse de variance, test de Khi-carré, test t de Student, etc.) en fonction de la nature des données, et ce en considérant les distributions des débits normales ou approximativement normales. Toutefois, en ce qui concerne le calcul des intervalles de confiance pour les petits échantillons ($n < 20$), nous avons appliqué la méthode de « jackknife » (DAGNELIE, 1992). La linéarité des droites de régression a été testée par l'analyse de variance.

Lorsqu'il n'était pas possible d'appliquer les tests statistiques, nous nous sommes contentés de comparer les données par une approche graphique. Cette approche

consiste tout simplement à comparer une variable hydrologique mesurée en rivières naturelles et en rivières influencées par les barrages sur un graphique représentant en ordonnée la variable étudiée et en abscisse la taille des bassins versants.

2.4.2.3. Estimation des débits réservés écologiques en aval des barrages

L'un des deux objectifs de cette étude est de comparer les débits réservés écologiques et les débits observés en aval des barrages. Les méthodes d'élaboration des débits réservés écologiques sont exposées en détail dans BELZILE et al. (1997). Nous n'y reviendrons pas dans le cadre de cette étude. Ce sont des méthodes hydrologiques adaptées au Québec pour répondre aux besoins spécifiques de différentes régions hydroécologiques afin de mieux protéger les habitats de poisson en général et des espèces de poisson cibles en particulier durant les différentes périodes (mois et saisons) de l'année. Les espèces cibles sont des espèces qui requièrent plus d'attention en raison de leur rareté, leur statut d'espèces menacées, leur intérêt sportif ou économique, ou encore leur sensibilité particulière aux modifications des conditions naturelles d'écoulement à des moments bien précis de leur cycle vital. Le nombre de ces espèces cibles varie d'une région hydrologique à une autre. Pour plus détails sur ces espèces, lire BELZILE et al. (1997). Ces auteurs ont ainsi proposé 6 indices des débits réservés écologiques qui tiennent compte des régions hydrologiques et des phases critiques du cycle vital des espèces cibles durant l'année. Ces indices sont résumés au tableau 2.1.

Pour estimer les débits réservés écologiques en aval des barrages, nous avons procédé selon les étapes suivantes :

- Détermination de la région écohydrologique d'appartenance de la station influencée directement par un barrage au moyen des coordonnées géographiques de celle-ci.
- Prise en compte du mois ou de la saison pour lequel on veut estimer le débit réservé écologique.

Ces deux éléments nous ont permis de choisir l'indice et les coefficients de l'équation pour estimer les débits réservés écologiques à une station influencée directement par un barrage. Cette équation est de forme

$$Q_r = e^k \cdot S^a \quad (1)$$

où e est le logarithme népérien, Q_r le débit réservé (en m^3/s) à estimer à une station donnée dont la superficie du bassin versant est S exprimée en km^2 . k et a sont des exposants régionalisés et saisonnalisés. Leurs valeurs dépendent de la région échohydrologique et de la saison ainsi que des phases critiques du cycle vital des espèces de poissons cibles dans les différentes régions échohydrologiques. Les valeurs de ces coefficients sont fournies par BELZILE et al. (1997) en fonction de ces différents facteurs.

L'estimation des débits réservés écologiques à partir de la seule superficie des bassins versants peut paraître simpliste. Mais BELZILE et al. (1997) justifient cette approche par le fait que « dans toutes les régions échohydrologiques, la connaissance de la superficie du bassin versant en amont du point où l'on veut estimer le débit peut, à elle seule, suffire pour déterminer ce dernier. Les autres variables n'ajoutent que peu d'informations ou de précisions additionnelles à l'estimation ».

2.5. RÉSULTATS

2.5.1. Impacts des barrages sur la période d'occurrence des débits annuels minimums

La figure 2.3 compare les fréquences mensuelles moyennes (et leur intervalle de confiance) d'occurrence des débits annuels minimums en aval des barrages à celles observées en rivières naturelles. Nous avons appliqué le test de Khi-carré et le test t de Student sur ces données. En ce qui concerne les stations influencées par les barrages, elles ont été groupées en trois régimes hydrologiques décrits précédemment. Il ressort de cette analyse les considérations suivantes :

- En régime d'inversion, on observe une baisse significative de la fréquence d'occurrence des débits minimums annuels en été (juillet à septembre) mais une hausse très significative au printemps (avril, mai et juin) au moment de la fonte de neiges.
- En régime d'homogénéisation, la diminution de la fréquence d'occurrence des débits annuels minimums survient surtout en hiver (février et mars) et en été (août et septembre). La hausse de cette fréquence est observée au printemps (avril, mai et juin), en automne (novembre et décembre) et en hiver (janvier)
- En régime de type naturel, la diminution se produit aux mois de mars et d'août et la hausse pendant les deux premiers mois d'hiver (décembre et janvier) et à la fin du printemps (juin).

En ce qui concerne la variabilité inter-annuelle des dates d'occurrence des débits minimums annuels, il ressort de la figure 2.4 que cette variabilité est globalement plus importante en régimes d'inversion et d'homogénéisation qu'en régime naturel pour les bassins versants de taille supérieure à 10 000 km². En revanche, en régime de type naturel, ce sont les bassins versants de taille inférieure à 10 000 km² qui se caractérisent par une variabilité inter-annuelle relativement importante.

En conclusion, les impacts de barrages sur la fréquence d'occurrence des débits annuels minimums se traduisent par une hausse significative au printemps et une baisse significative en été et en hiver pour les régimes d'inversion et d'homogénéisation. Rappelons que ces deux saisons correspondent aux périodes des basses eaux en condition naturelle. En régime de type naturel, on observe une baisse importante à la fin de l'hiver (mars) et une hausse au début de cette même saison (décembre et janvier) et en juin. D'autre part, dans l'ensemble, la variabilité inter-annuelle des dates d'occurrence des débits minimums annuels est plus importante en aval des barrages qu'en rivières naturelles.

2.5.2. Impacts de barrages sur la magnitude des débits annuels minimums

La figure 2.5 compare les moyennes des débits minimums annuels en rivières naturelles à celles calculées en aval des barrages dans les trois régimes artificialisés. Afin de mieux visualiser les impacts des barrages en fonction des régimes hydrologiques, nous avons représenté séparément les trois régimes hydrologiques artificialisés. Néanmoins, il importe de préciser que nous n'avons pas représenté les stations directement influencées par les barrages dont la taille des bassins versants étaient supérieures à 30 000 km² en raison du fait que la taille du bassin versant la plus élevée en rivières naturelles ne dépasse pas 22 000 km².

Pour mettre en évidence l'impact des barrages, nous avons ajusté les droites de régression (après transformation logarithmique) entre les débits annuels et les superficies de bassins versants en rivières naturelles et en rivières influencées par les barrages. Ensuite, nous avons testé le parallélisme (pente et ordonnée à l'origine) entre les deux droites au moyen de l'analyse de variance et du test t de Student. Ces deux tests ont révélé que les pentes des deux droites sont statistiquement différentes en régime d'inversion et de type naturel (tableau 2). Par conséquent, on peut affirmer que globalement, les débits annuels minimums en régime d'inversion et de type naturel ont diminué en aval des barrages dans les deux régimes hydrologiques. D'autre part, il convient de noter aussi que les barrages modifient significativement la relation de proportionnalité entre les débits annuels minimums et les superficies de bassins versants. Cette modification se traduit par une diminution significative de la part expliquée de la variabilité des débits par la superficie. La diminution est surtout importante en régime d'inversion où la valeur du coefficient de détermination (R^2) ne représente plus que 46% de la variance totale expliquée alors qu'en rivières naturelles, sa valeur est supérieure à 85%. Pour les deux autres régimes hydrologiques, le changement est de moindre importance.

Cependant la méthode de comparaison de droites de régression ne permet pas de tester individuellement chaque station. En effet, l'examen graphique suggère que l'écart

entre les débits annuels minimums de certaines stations en aval des barrages et ceux de rivières naturelles semble être faible. Les points représentant les débits de ces stations en aval des barrages sont parfois confondus aux nuages de points représentant les débits de rivières naturelles. On peut donc présumer que pour ces stations, les débits n'ont subi aucun changement après la construction des barrages. Pour tester cette hypothèse, nous avons procédé selon les trois étapes suivantes :

- Nous avons comparé les débits annuels minimums observés à chaque station influencée par les barrages aux valeurs des débits annuels minimums estimés (DME), à partir des superficies des bassins versants, par la régression de la droite établie entre les débits et la taille des bassins versants en rivières naturelles. Le DME correspond théoriquement au débit qui devrait être observé à une station sans la présence d'un barrage. Cette estimation se justifie par le fait qu'il existe une forte proportionnalité entre les débits annuels minimums et les superficies de bassins versants en condition naturelle. En effet, la superficie explique plus de 85% de la variabilité totale des débits annuels minimums en condition naturelle.

- Ensuite, nous avons calculé les intervalles de confiance des DME au seuil de 95%.

- Enfin, nous avons comparé le débit observé (DMO) effectivement en aval d'une station influencée par un barrage au DME correspondant en tenant compte, bien entendu, de l'intervalle de confiance de ce dernier. Lorsque le débit mesuré en aval d'un barrage se situait à l'intérieur de cet intervalle de confiance, nous avons donc considéré que les deux débits n'étaient pas significativement différents. L'application de cette approche a révélé qu'en régime d'inversion (fig.2.6), pour 80% des stations (16 stations sur 20), les débits observés (DMO) en aval des barrages se situaient en dehors des intervalles de confiance des débits naturels estimés (DME). On peut donc conclure qu'il y a effectivement une diminution des débits en aval des barrages à l'exception d'une seule station où le débit annuel minimum a significativement augmenté. La différence entre DMO et DME a été surtout observée pour presque tous les bassins versants de taille inférieure à 10 000 km². En régime du type naturel, pour 51% de stations (11 stations sur 21), la différence entre DMO et DME a été significative. La taille de bassins versants de ces stations est inférieure à environ 6000 km². Quant au régime d'homogénéisation, nous avons observé, en revanche, une hausse des débits annuels minimums pour 4

(25%) stations. En effet, les valeurs des DMO sont supérieures à celles des DME (fig.2.5). Ces résultats nous autorisent à conclure avec certitude que les barrages entraînent surtout une baisse des débits annuels minimums au Québec. Cette baisse affecte particulièrement les rivières de taille inférieure à 10 000 km² et les stations appartenant au régime d'inversion.

2.5.3. Impacts de barrages sur la variabilité inter-annuelle de la magnitude et la forme de distribution des débits annuels minimums

En ce qui concerne la variabilité inter-annuelle de la magnitude, la figure 2.7 compare les valeurs de coefficients de variation des rivières naturelles et des rivières régularisées en fonction de la taille des bassins versants. Rappelons que pour cette analyse, nous n'avons retenu que les rivières dont les mesures de débits s'étendaient sur au moins 20 ans. Il n'existe aucune proportionnalité entre la taille des bassins versants et les coefficients de variation aussi bien en rivières naturelles qu'en rivières régularisées. En effet, toutes les droites de régression ajustées ne sont pas statistiquement significatives comme le révèlent d'ailleurs les faibles valeurs de coefficients de détermination. Ceci a été confirmé par les tests d'analyse de variance. Par conséquent, nous avons recouru exclusivement à la méthode graphique pour comparer les données des rivières naturelles à celles des rivières régularisées. On observe une variabilité inter-annuelle de la magnitude des débits annuels minimums relativement plus forte en aval des barrages qu'en rivières naturelles. En régimes artificialisés, le régime d'inversion est caractérisé par une plus forte variabilité que les deux autres régimes. Quant à la forme de distribution des débits annuels minimums, les changements des coefficients d'asymétrie ont surtout été observés en régime d'inversion caractérisé par des valeurs relativement élevées par rapport à celles des rivières naturelles (fig.2.7).

2.5.4. Comparaison des débits annuels minimums mesurés en aval des barrages avec les normes des débits réservés écologiques estimés

Les figures 2.8a et 2.8b comparent les moyennes des débits annuels minimums et les débits réservés écologiques estimés en aval des barrages pour chaque saison et pour chaque régime hydrologique régularisé. Nous avons procédé par la même démarche que celle utilisée pour comparer la magnitude des débits. Toutefois, nous avons comparé les débits réservés estimés aux moyennes de débits annuels minimums observées (DMO) et non estimées par une régression. Précisons que pour cette comparaison, nous avons aussi tenu compte des intervalles de confiance des DMO. Nous avons comparé les débits minimums et les débits réservés pour chaque saison du fait que ces derniers sont saisonnalisés et les premiers peuvent survenir durant toute l'année aussi bien en rivières naturelles qu'en rivières régularisées.

Il ressort de cette comparaison que les débits réservés sont systématiquement supérieurs aux débits annuels minimums en aval des barrages pour les trois régimes artificialisés et durant les quatre saisons. En effet, les droites de régression ajustées sur les débits réservés et les débits annuels minimums sont significativement différentes. L'écart entre les débits réservés et les moyennes des débits annuels minimums est surtout très prononcé au printemps et en été pour les trois régimes artificialisés et ce, pour les rivières de taille inférieure à 10 000 km². Il ressort de ces considérations que les normes de débits réservés pour protéger les habitats du poisson ne semblent pas être respectées en aval des barrages au Québec.

2.6. DISCUSSION ET CONCLUSION

L'analyse comparative des impacts de barrages sur les caractéristiques des débits annuels minimums dans trois régimes hydrologiques régularisés (inversion, homogénéisation et type naturel) au Québec a révélé deux faits significatifs suivants :

- les barrages modifient les caractéristiques (période d'occurrence, magnitude, variabilité inter-annuelle et forme) des débits annuels minimums ;
- l'ampleur de ces changements dépend du régime hydrologique artificialisé.

En ce qui concerne le changement de la période d'occurrence, le changement le plus significatif a été observé en régimes d'inversion et d'homogénéisation. Il se traduit par une hausse très importante de la fréquence des débits minimums au printemps au moment de la fonte de neige alors qu'en condition naturelle, ces débits sont mesurés fréquemment en hiver et en été (ANCTIL et al., 2000). Conséquemment, durant ces deux dernières saisons, on observe une diminution significative de la fréquence des débits annuels minimums. En régime de type naturel, la hausse de la fréquence des débits minimums annuels est observée surtout durant les deux premiers mois d'hiver (décembre et janvier). La hausse des fréquences des débits minimums en pleine période de fonte de neige en aval des barrages peut être qualifiée de phénomène exceptionnel. Même au Québec comme nous venons de le voir, il n'est pas observé en aval de tous les barrages. Les études effectuées sur les impacts des barrages dans d'autres pays, où l'écoulement hivernal est relativement faible en raison du stockage de l'eau sous forme de neige ou de glace à l'instar du Québec, n'ont pas mis en évidence ce type de changement. Dans ces pays, la diminution des débits printaniers (suppression des crues) ne s'accompagne pas d'une hausse de fréquence des débits annuels minimums (ANDREWS et PIZZI, 2000; ERSKINE et al., 1999; MAHESHWARI et al., 1995; MERRITT et COOPER, 2000; VIVIAN, 1994; WEINGARTNER et ASCHWANDEN, 1994) si on exclut, bien entendu, le phénomène du transfert inter-bassins (dérivation des eaux). Dans le cas du Québec, ce sont des barrages réservoirs qui sont surtout affectés par ce type de changement. En effet, ces barrages sont destinés généralement à alimenter en eau les centrales hydroélectriques situées en aval pendant la période hivernale et à prévenir les inondations au printemps au moment de la fonte des neiges. Ainsi, au printemps (avril et mai), on stocke toute l'eau provenant de la fonte des neiges pour reconstituer les réserves d'eau qui seront utilisées en hiver. Enfin, en aval des barrages, nous avons observé une variabilité inter-annuelle des dates d'occurrence des débits minimums annuels plus forte qu'en rivières naturelles. Cette

variabilité est plus importante pour les bassins versants dont la superficie excède 10 000 km² en régimes d'inversion et d'homogénéisation.

Quant à la magnitude des débits minimums annuels, il convient de noter que globalement, les barrages provoquent une diminution des débits annuels minimums. Cette diminution est plus importante en régime d'inversion et affecte particulièrement les stations dont la taille du bassin versant est inférieure à 10 000 km². En revanche, en régime d'homogénéisation, nous avons observé une hausse des débits annuels minimums pour quelques stations. En règle générale, les barrages entraînent une hausse ou un maintien des débits minimums (MAHESHWARI et al., 1995 ; STANFORD et al., 1996 ; VIVIAN, 1994) sauf en cas du transfert inter-bassins des eaux. Dans le cas du Québec, la diminution des débits minimums observée en aval des barrages est une conséquence directe du stockage de grandes quantités d'eau au printemps dans les réservoirs comme nous l'avons déjà souligné. En fait, plus de la moitié du volume d'eau provenant de la fonte de neiges au printemps est stockée dans les réservoirs si bien que l'écoulement printanier ne représente plus que moins de 20% de l'écoulement annuel total alors qu'en condition naturelle, il représente plus de 50% (ASSANI et al., 2004). Ainsi, en aval de nombreux réservoirs, on ne lâche pratiquement rien pendant la période de remplissage des réservoirs (en avril et en mai). Ainsi, les lits deviennent parfois complètement asséchés juste en aval des barrages avec toutes les conséquences écologiques qui peuvent en découler. Mais celles-ci n'ont jamais été analysées.

En ce qui concerne la variabilité inter-annuelle des débits annuels minimums, elle est plus forte surtout en régime d'inversion qu'en rivières naturelles. Les deux autres régimes artificialisés sont peu affectés par ce changement. Il en est de même de la forme de distribution des débits annuels minimums. En effet, en régime d'inversion, la forme de distribution tend à devenir plus asymétrique qu'en rivières naturelles.

La comparaison des normes des débits réservés écologiques pour protéger les habitats du poisson (BELZILE et al., 1997) – recommandées par FAUNE ET PARC QUÉBEC (1999) - estimés en aval des barrages aux débits annuels minimums révèle que ces

derniers sont systématiquement inférieurs à ces normes durant les quatre saisons. La différence entre les deux débits est surtout importante au printemps et en été pour les bassins versants < 10 000 km². Rappelons que c'est pendant cette période que de nombreux organismes aquatiques ont besoin de beaucoup d'eau pour accomplir leur cycle. Le fait que les normes des débits réservés soient supérieures aux débits annuels minimums même en régime d'homogénéisation qui n'a subi aucun changement significatif des débits peut suggérer que les valeurs de ces normes soient relativement élevées. Quoiqu'il en soit, il est probable que le non respect de ces normes en aval des barrages puisse affecter certaines phases des cycles vitaux du poisson dans les rivières du Québec. Des études de terrain seront entreprises pour analyser l'impact réel de ce non respect des normes.

Cette étude démontre pour la première fois que les impacts des barrages sur les débits annuels minimums dépendent fortement du type de régime hydrologique régularisé. Par conséquent, les mesures de restauration de tronçons et les politiques des débits réservés pour la protection de la biodiversité doivent être spécifiques à chaque type de régime hydrologique. Ainsi, aucune norme des débits ne doit être généralisée sur l'ensemble des barrages au Québec.

2.7 BIBLIOGRAPHIE

- ANCTIL F., LAROUCHE W., HOANG V.D., 2000. Analyse régionale des étiages 7-jours de la province de Québec. *Water Qual. Res.J. Canada*. 35, 125-146.
- ANDREWS E.D., PIZZI A.L., 2000. Origin of Colorado River experimental flood in Grand Canyon. *Hydrol. Sc. J.* 45, 607-627
- ASSANI A.A., BUFFIN-BÉLANGER T., ROY A.G., 2002. Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Rev. Sci. Eau*. 15, 557-574.
- ASSANI A.A., GRAVEL E., BUFFIN-BÉLANGER T., ROY A.G., 2004. Classification et caractérisation des régimes hydrologiques des rivières régularisées au Québec. Application de l'approche écologique. Soumis à *Can. Water Res. Ass.*
- ASTRADE L., 1998. La gestion des barrages-réservoirs au Québec : exemples d'enjeux environnementaux. *Ann. Géo.* 604, 590-609.
- BELZILE L., BÉRUBÉ P., HOANG V.D., LECLERC M., 1997. Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec. Rapport présenté par l'INRS-Eau et le Groupe-conseil Génivar inc. au ministère de l'Environnement et de la Faune et à Pêches et Océans Canada. 83p + 8 annexes.
- BENN P.C., ERSKINE W.D., 1994. Complex channel response to flow regulation : Cudgegong River below Windamere Dam, Australia. *Appl.Geogr.* 14, 153-168.
- CAISSIÉ D., EL-JABI N., 1995. Comparison and regionalization of hydrologically based instream flow techniques in Atlantic Canada. *Can. J. Civ. Eng.* 22, 235-246.

- CAZAUBON A., GIUDICELLI J., 1999. Impacts of the residual flow on the physical characteristics and benthics community (algae, invertebrates) of a regulated Mediterranean River, the Durance, France. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 15, 441-461.
- CLAUSSEN B., BIGGS B.J.F., 2000. Flow variable for ecological studies in tempertaure streams : grouping based on covariance. *J. Hydrol.*, 237, 184-197.
- COSANDEY C, ROBINSON M., 2000. Hydrologie continentale. Armand Colin, Paris, 360p.
- CUNJAK R.A., PROWSE T.D., PARRISH D.L., 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter : " The season of parr discontent ". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 161-180.
- DAGNELIE P., 1992. Statistique théorique et appliquée. Les bases théoriques. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, tome 1, 492p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1992. Sommaire chronologique de l'écoulement. Province du Québec. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa, 526p.
- ERSKINE W.D., TERRAZZZOLO N., et WARNER R.F., 1999. River rehabilitation from the hydrogeomorphic impacts of a large hydro-electric power project : Snowy River, Australia. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 15, 3-24
- FAUNE ET PARCS QUÉBEC, 1999. Politique de débits réservés écologiques pour la protection du poisson et de ses habitats. Direction de la faune et des habitats. 23p.
- FRENETTE M., CARON M., JULIEN P., 1984. Interaction entre le débit et les populations de tacons (*Salmo salar*) de la rivière Matamec, Québec. *Can. J. Aquat. Sci.* 41, 954-963.

- FRIEDMAN J.M., OSTERKAMP W.R., SCOTT M.L., AUBLE G.T., 1998. Downstream effects of dams on channel geometry and bottland vegetation : regional patterns in the Great Plains. *Wetlands*. 18, 619-633.
- GIBSON R.J., MYERS R.A., 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo Salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 344-348.
- LECLERC M., BOUDREAU P., BÉCHARA J.A., CORFA G., 1995. Two-dimensional hydrodynamic modelling : a neglected tool in the instream flow incremental methodology. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124, 645-662
- MAHESHWARI B.L., WALKER K.F., MCMAHON T.A., 1995. Effects of regulation on the flow regime of the River Murray, Australia. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 10, 15-38.
- MERRITT D.M., COOPER D.J., 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation : a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River basin, USA. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 16, 543-564.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1994. Annuaire hydrologique. Direction du réseau hydrique, Québec, 152p.
- OLDEN J.D., POFF N.L., 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Res. Applic.* 19, 101-121.
- PETERS D.L., PROWSE T., 2001. Regulation effects on the lower Peace River, Canada. *Hydrol. Process.* 15, 3181-3194.
- PETTS G.E., 1995. Water allocation to protect river ecosystems. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 12, 353-365

- POFF N.L., WARD J.V., 1989. Implications of stream variability and predictability for lotic community structure : a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 1805-1818.
- POFF N.L., ALLAN J.D., BAIN M.B., KARR J.R., PRESTEGAARD K.L., RICHTER B.D., SPARKS R.E, STROMBERG J.C., 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience.* 47, 769-784.
- POWER M.E., DIETRICH W.E., FINLAY J.C., 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity : potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environment Management.* 20, 887-895
- REILY P.W., JOHNSON W.C., 1982. The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. *Can. J. Bot.* 60, 2410-2423
- RICHTER B.D., BAUMGARTNER, J.V., POWELL, J., BRAUN D.P., 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystem. *Conservation Biology.* 10, 1163-1174.
- RICHTER B.D., BAUMGARTNER J.V., BRAUN D.P., 1997. How much water does a river need ? *Freshwater Biology.* 37, 231-249.
- RITCHER B.D., BAUMGARTNER J.V., BRAUN D.P., POWELL J., 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regul.Rivers : Res. & Mgmt* 14, 329-340.
- ROOD S.B., MAHONEY J.M., REID D.E, ZILM L., 1995. Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. *Can. J. Bot.* 73, 1250-1260.

- ROOD S.B., TYMENSEN W., MIDDLETON R., 2003. A comparison of methods for evaluating instream flow needs for recreation along rivers in Southern Alberta, Canada. *River Res. Applic.* 19, 123-135.
- STANFORD J.A., WARD J.V., LISS W.J., FRISSELL C.A., WILLIAMS R.N., LICHATOWICH J.A., COUTANT C.C., 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 12, 391-413
- VIVIAN H., 1994. L'hydrologie artificialisée de l'Isère en amont de Grenoble. Essai de quantification des impacts des aménagements. *Rev. Géogr. Alpine.* 2, 97-112.
- WARD J.V., TOCKNER K., UEHLINGER U., MALARD F., 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 17, 311-323.
- WEINGARTNER R., ASCHWANDEN H., 1994. Quantification des débits des cours d'eau des Alpes suisses et des influences anthropiques qui les affectent. *Rev. Géogr. Alpine.* 2, 45-58

Tableau 2.1. Les 6 indices pour estimer les débits réservés écologiques au Québec (BELZILE et al., 1997).

Table 2.1. The six indexes to estimate instream discharges in Quebec (BELZILE et al., 1997).

Indice	Signification	Période d'application	Régions Hydrologiques d'application
	Moitié du débit moyen		
0,5 QMA	annuel 30% du débit moyen	Toutes les saisons	Toutes les régions
0,3 QMA	annuel 25% du débit moyen	Saison automnale	H-3
0,25 QMA	annuel Moitié du débit de la	Saison hivernale*	Toutes les régions
0,5 QMP	période (saison) Débit médian du mois	Saison printanière*	Toutes les régions
Q ₅₀ Août	d'août Débit médian du mois	Saison estivale *	Toutes les régions
Q ₅₀ Sept.	de septembre	Saison automnale *	Toutes les régions

H-3 : Estrie (partie est)/Bois-Francs/Chaudière-Appalaches (rive sud). *: date d'application variable suivant les régions échohydrologiques et les espèces cibles.

Tableau 2.2. Analyse des régressions. Valeurs de F.

Table 2.2. Regression analysis. Value of F test.

Régime	Régime	Degré de liberté	Carré moyen	F
		N : 2	N : 1,3034	
RN	RI	D : 91	D : 0,1270	10,26 *
		N : 2	N : 0,0076	
RN	RH	D : 87	D : 0,0550	0,140
		N : 2	N : 0,4493	
RN	RTN	D : 92	D : 0,0752	5,98*

RN : Rivières naturelles; RI : Régime d'inversion; RH : Régime d'homogénéisation; RTN : Régime de type naturel; N : numérateur, D : Dénominateur. * : Différence statistiquement significative au seuil de 5%.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Les six indices pour estimer les débits réservés écologiques au Québec (BELZILE et al., 1997).

Tableau 2.2. Analyse des régressions. Valeurs de F.

LISTE DES FIGURES

Fig.2.1. Localisation des stations hydrologiques naturelles (rectangle gris) et influencées par les barrages (rectangle noir) au Québec. Les numéros de stations renvoient à notre base de données.

Fig.2.2. Les trois régimes hydrologiques artificialisés observés au Québec.

Fig.2.3. Comparaison des fréquences mensuelles des dates d'occurrence des débits annuels minimums entre les rivières naturelles (barres grises) et les rivières régularisées (barres noires).

Fig.2.4. Comparaison des coefficients de variation des dates d'occurrence des débits annuels minimums entre les rivières naturelles (cercles) et les rivières régularisées (triangles).

Fig.2.5. Comparaison des moyennes des débits annuels minimums en rivières naturelles (RN) et en régimes régularisées (RB).

Fig.2.6. Comparaison entre débits annuels minimums estimés (DME, triangle) et débits annuels minimums observés (DMO, cercles) en aval des barrages. Les intervalles de confiance de DME sont délimités par les barres horizontales.

Fig.2.7. Comparaison des coefficients de variation de la magnitude et des coefficients d'asymétrie entre les rivières naturelles (cercles) et les rivières régularisées (triangles).

Fig.2.8a. Comparaison des débits annuels minimums (DAM) et des débits réservés estimés (DR) en rivières régularisées en hiver et au printemps.

Fig.2.8b. Comparaison des débits annuels minimums (DAM) et des débits réservés écologiques estimés (DR) en rivières régularisées en été et en automne.

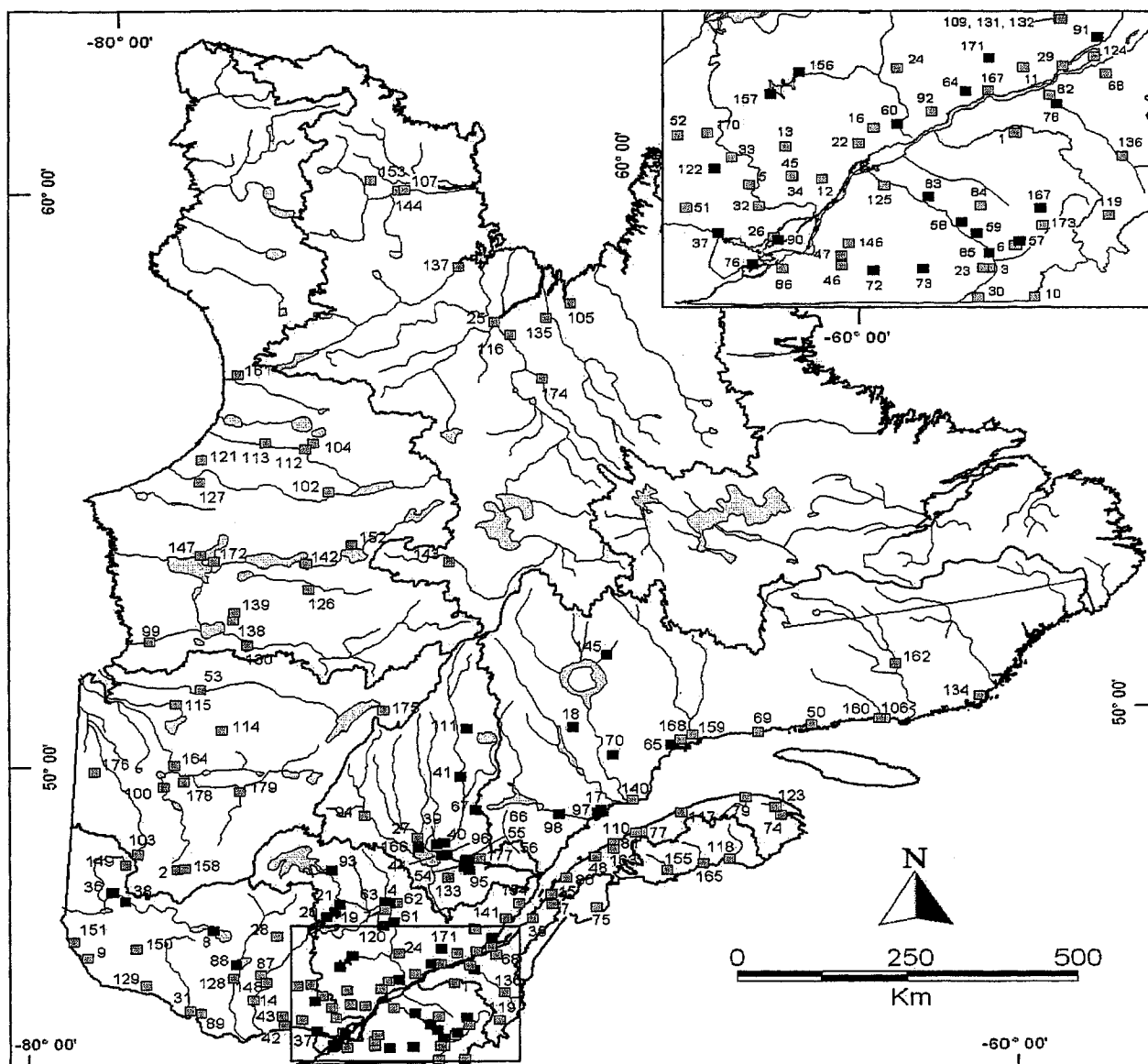


Fig..2.1

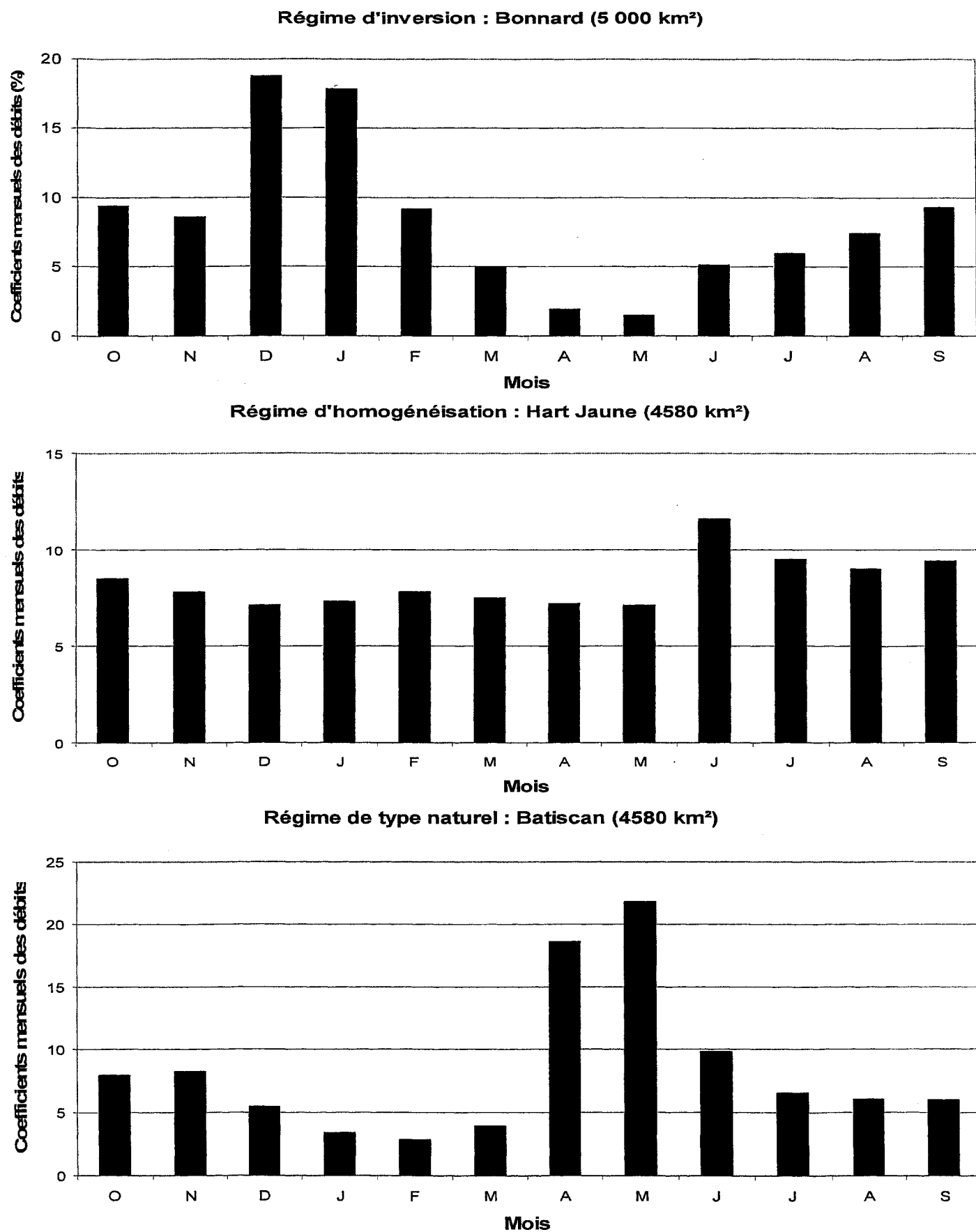
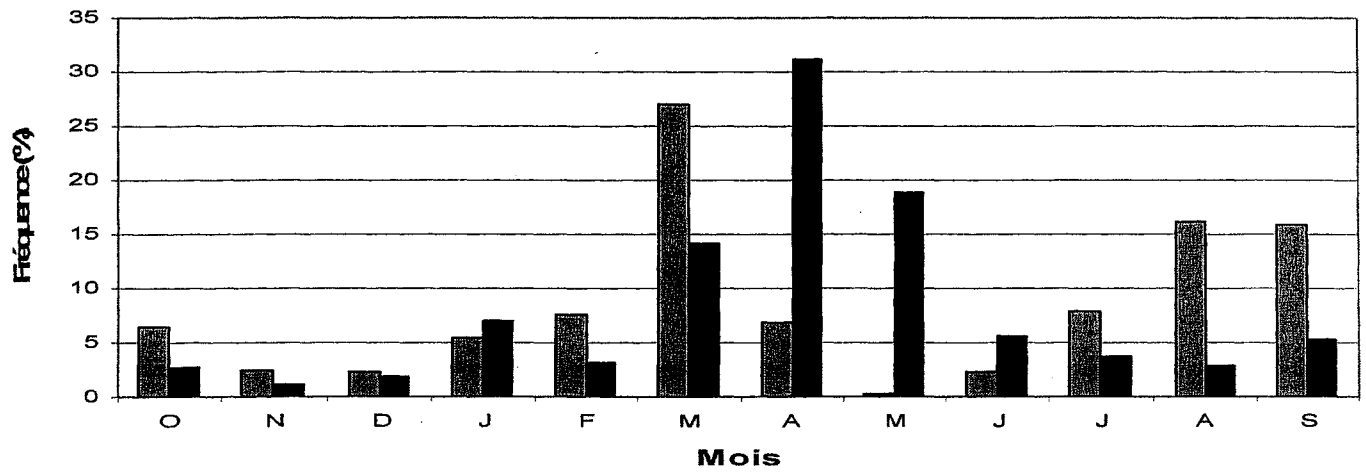
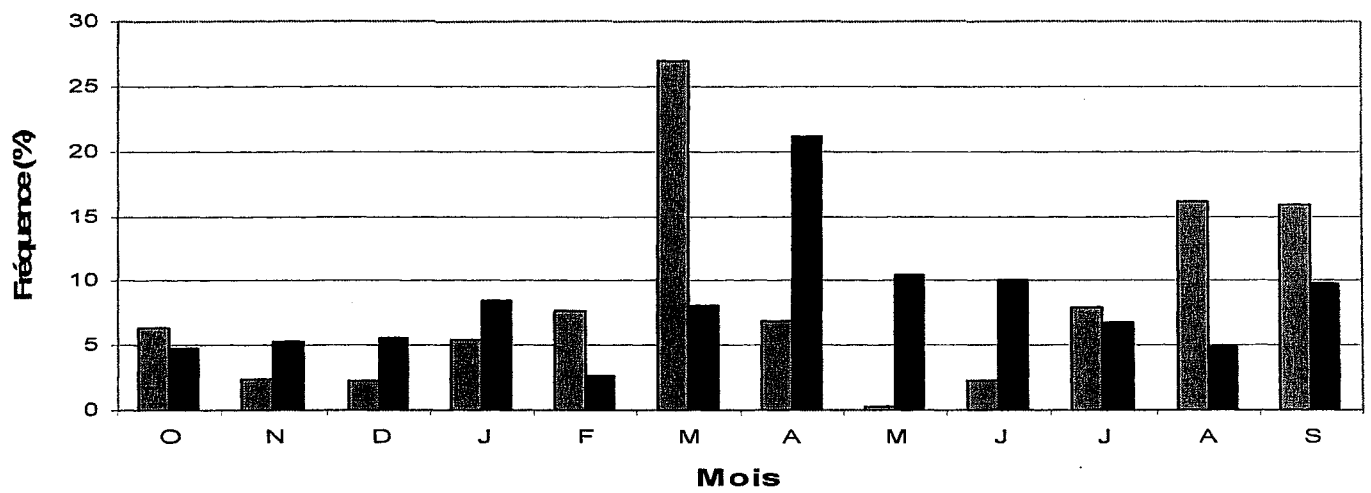


Fig.2.2

Régime d'inversion



Régime d'homogénéisation



Régime de type naturel

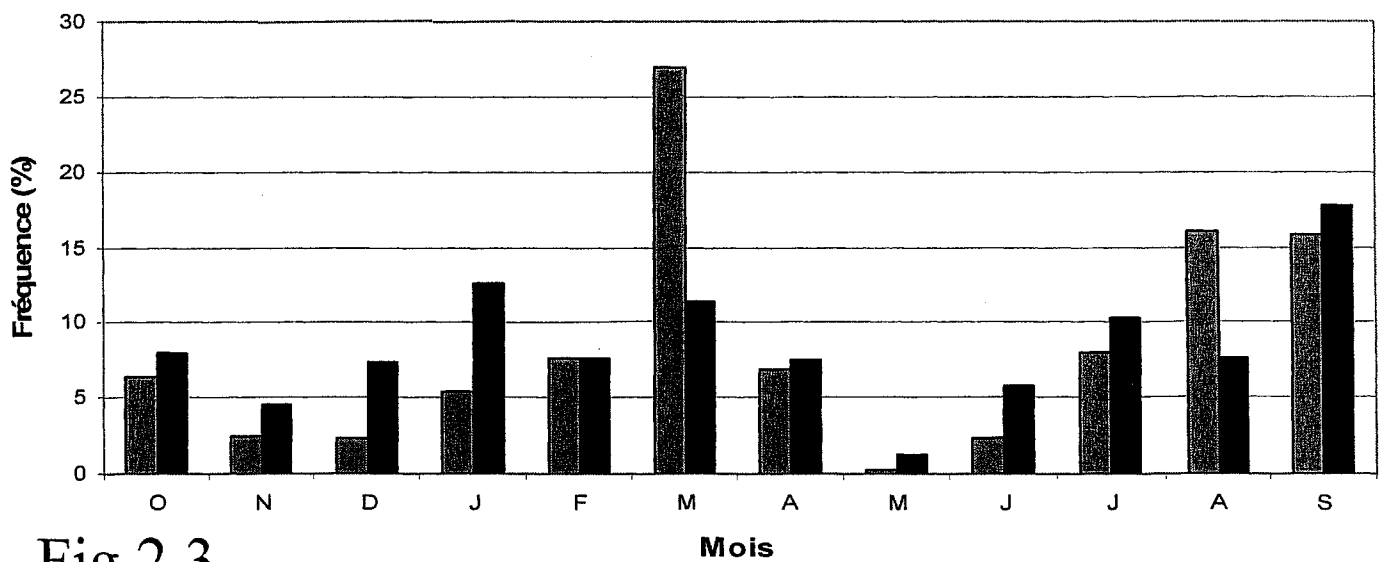


Fig.2.3

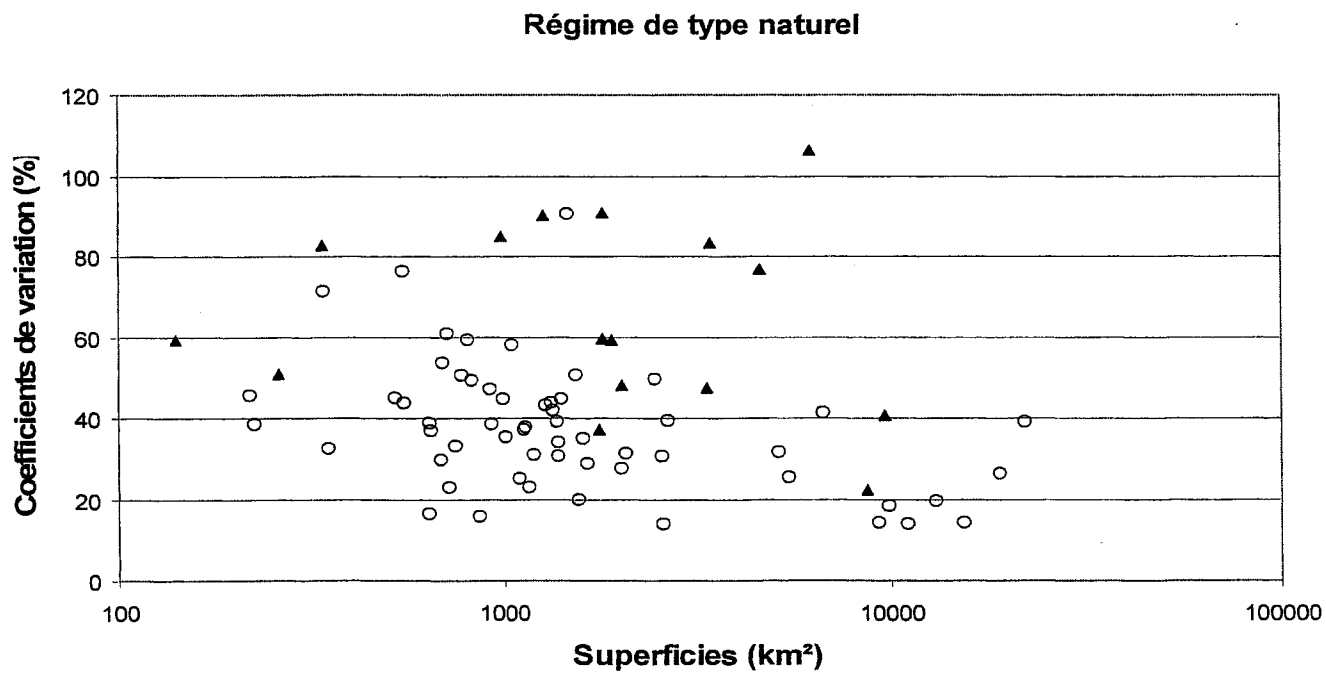
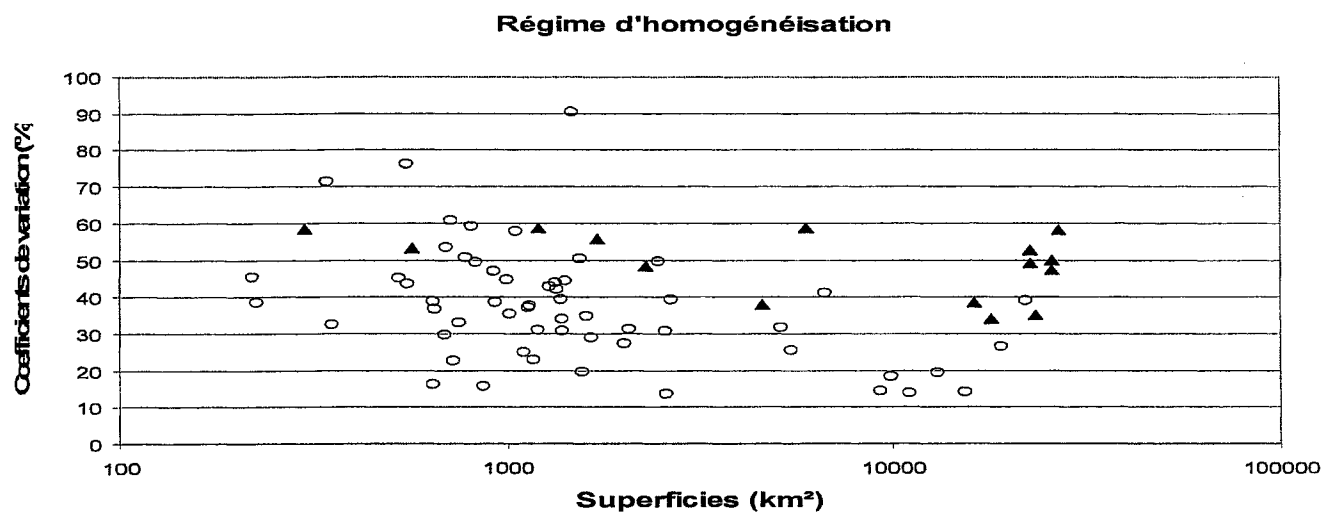
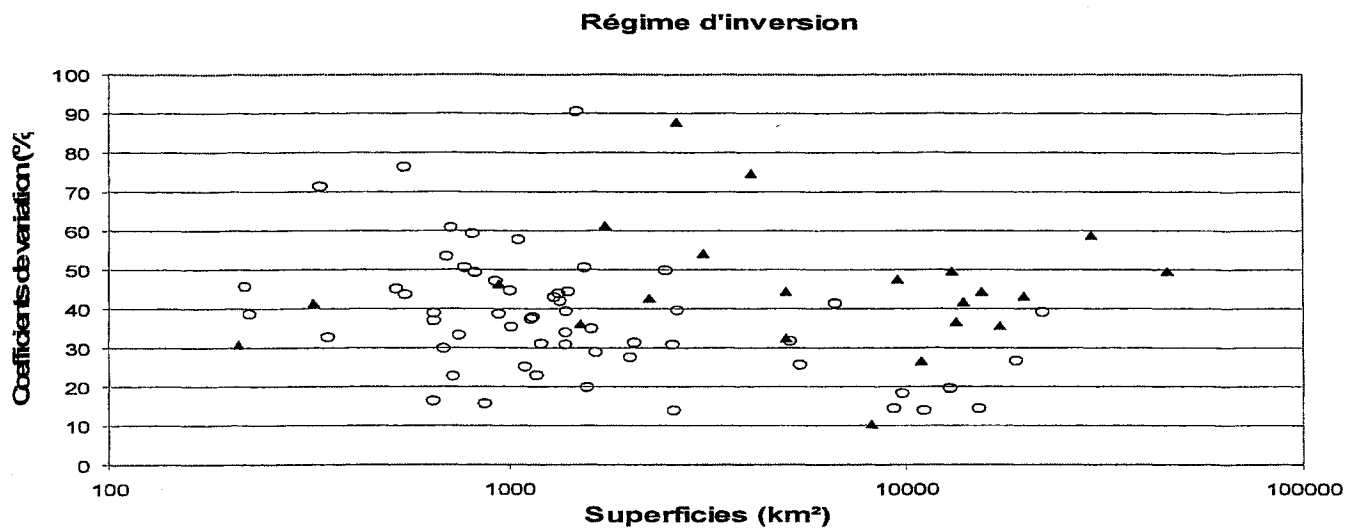
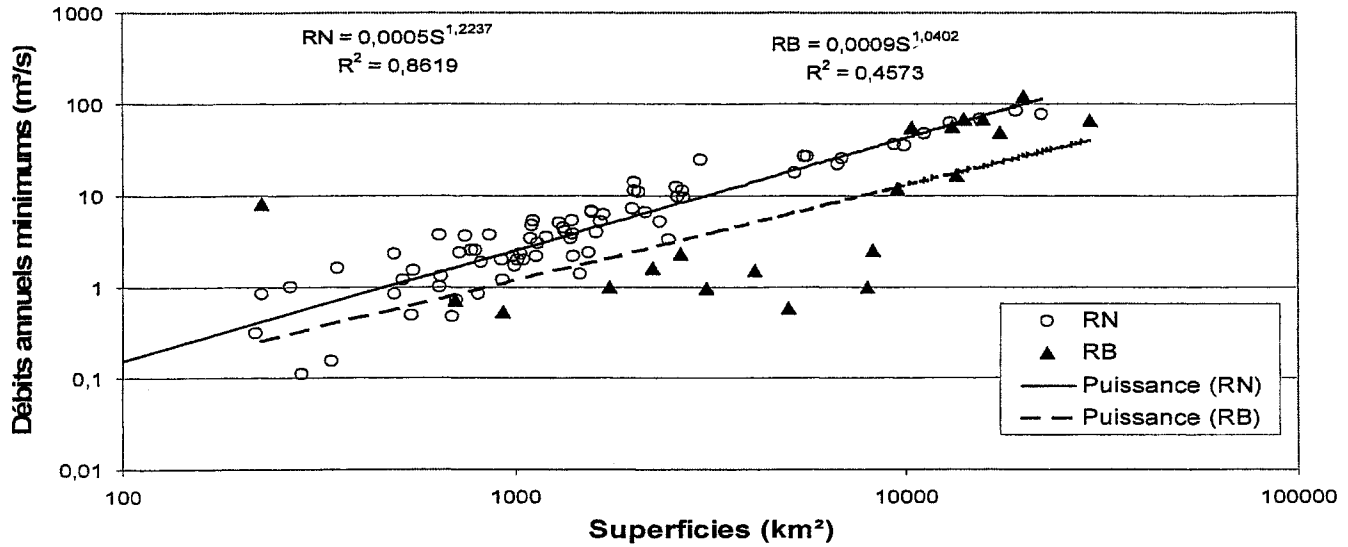
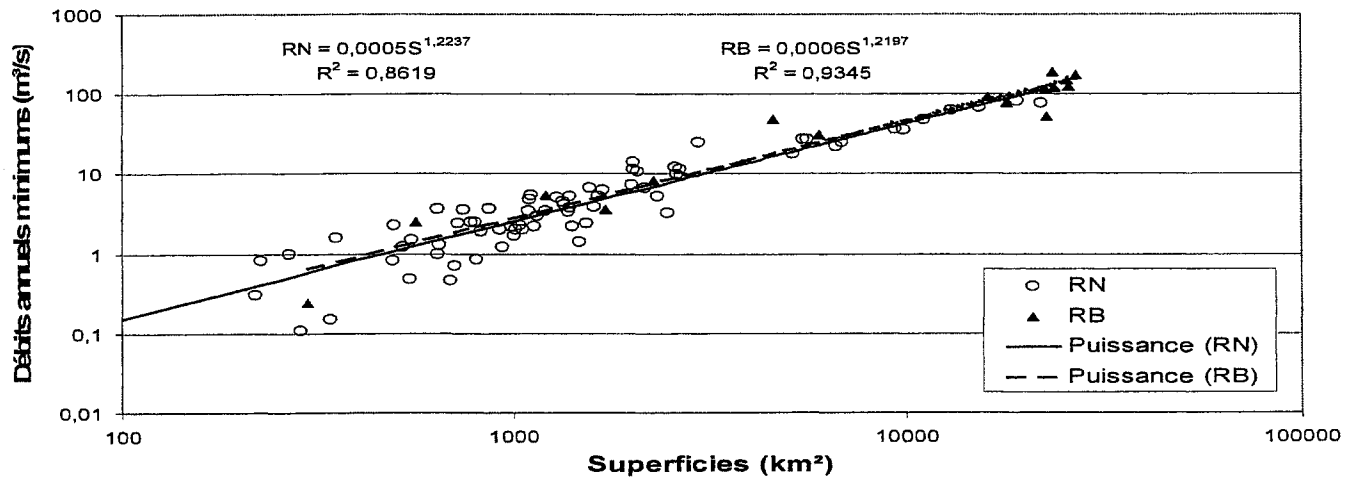


Fig.2.4

Régime d'inversion



Régime d'homogénéisation



Régime de type naturel

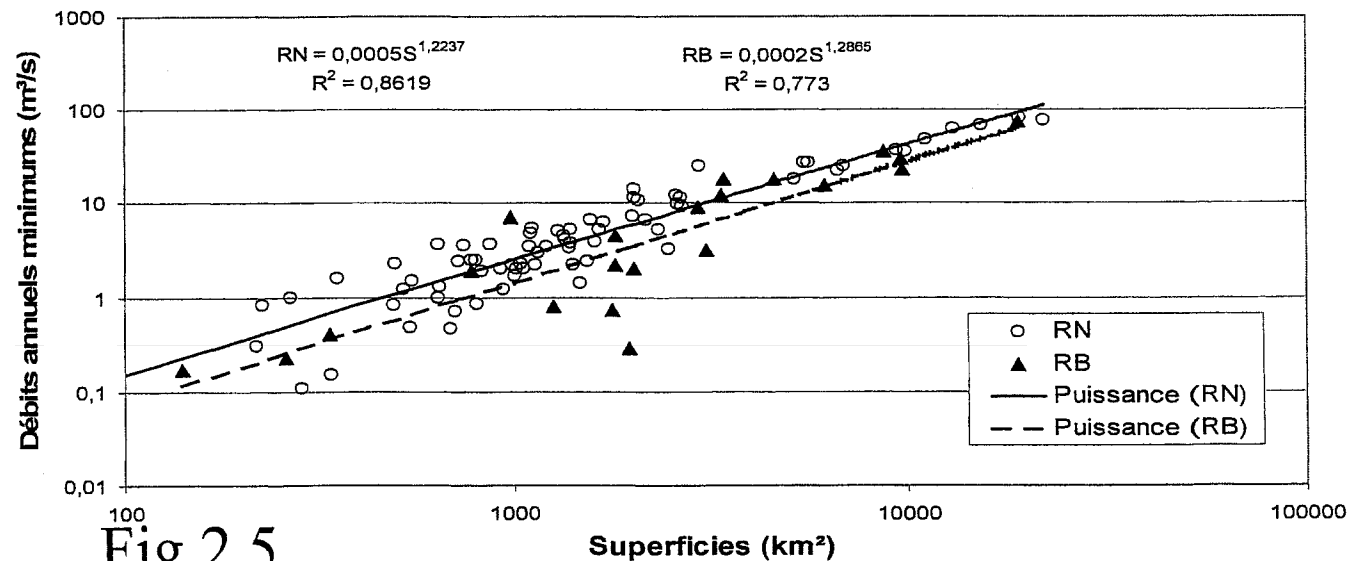


Fig.2.5

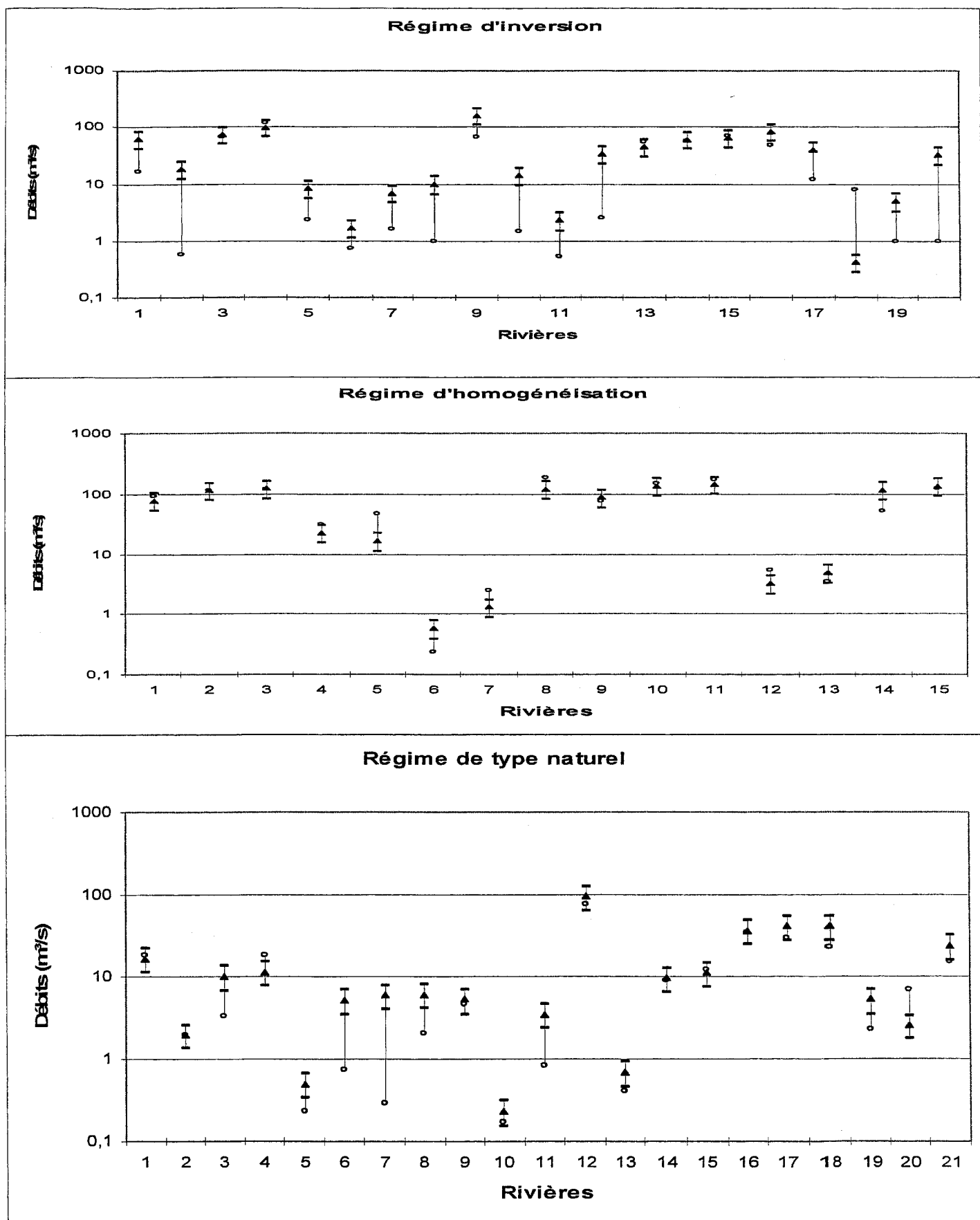


Fig.2.6

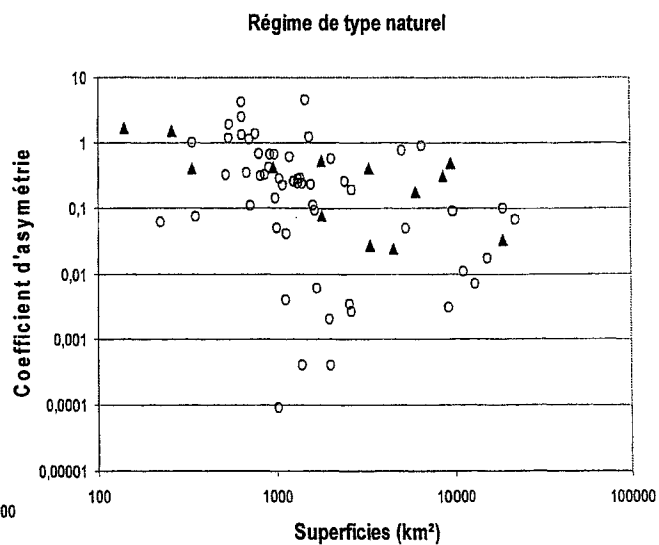
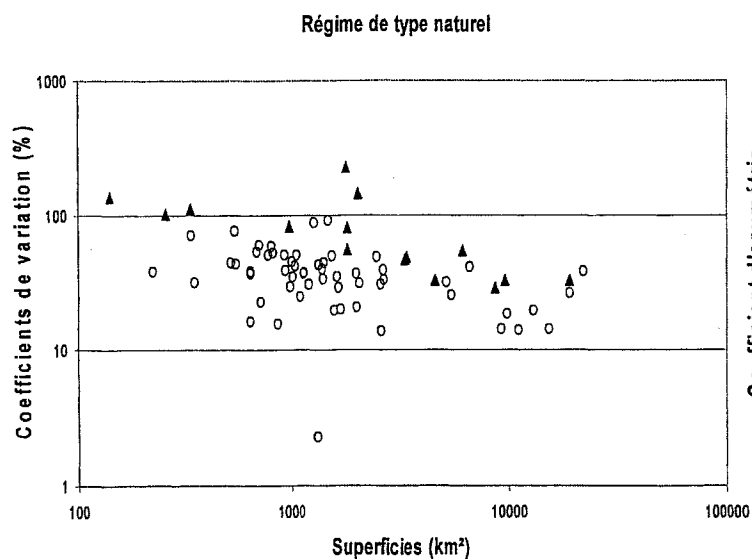
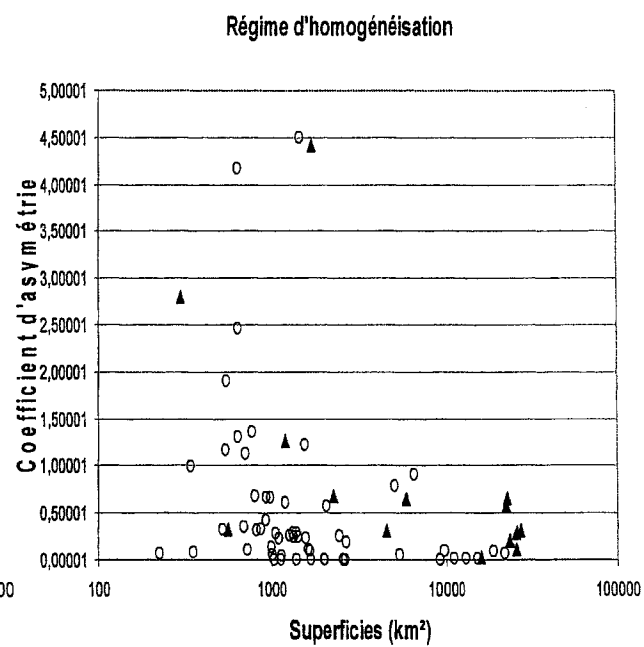
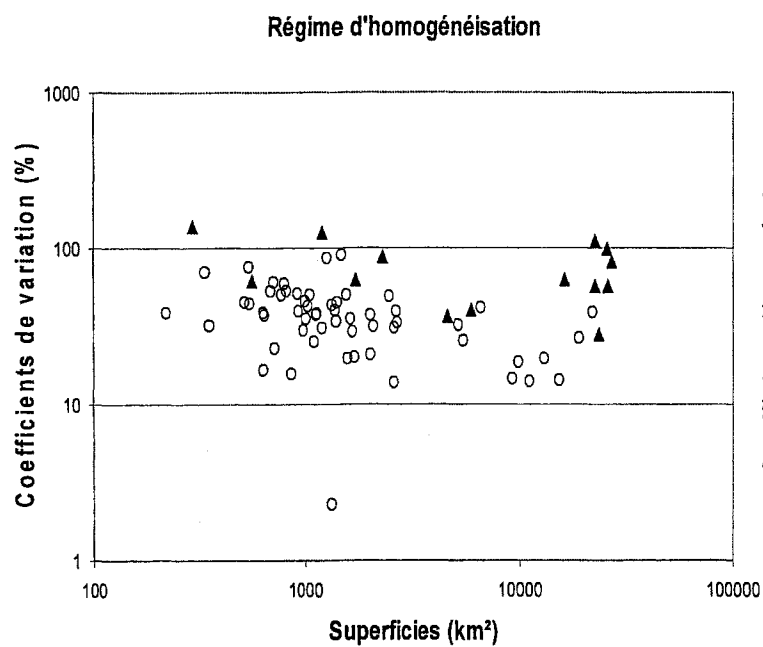
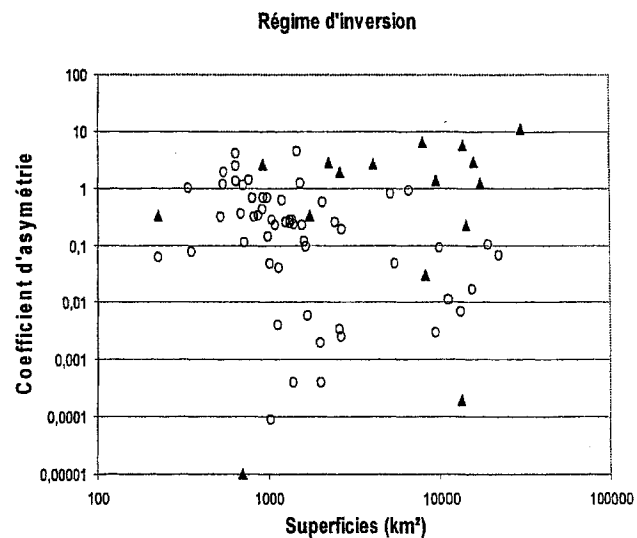
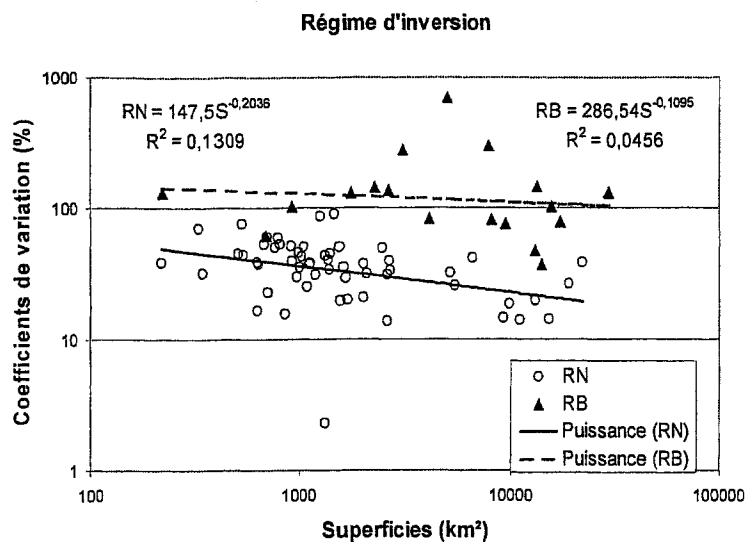


Fig.2.7

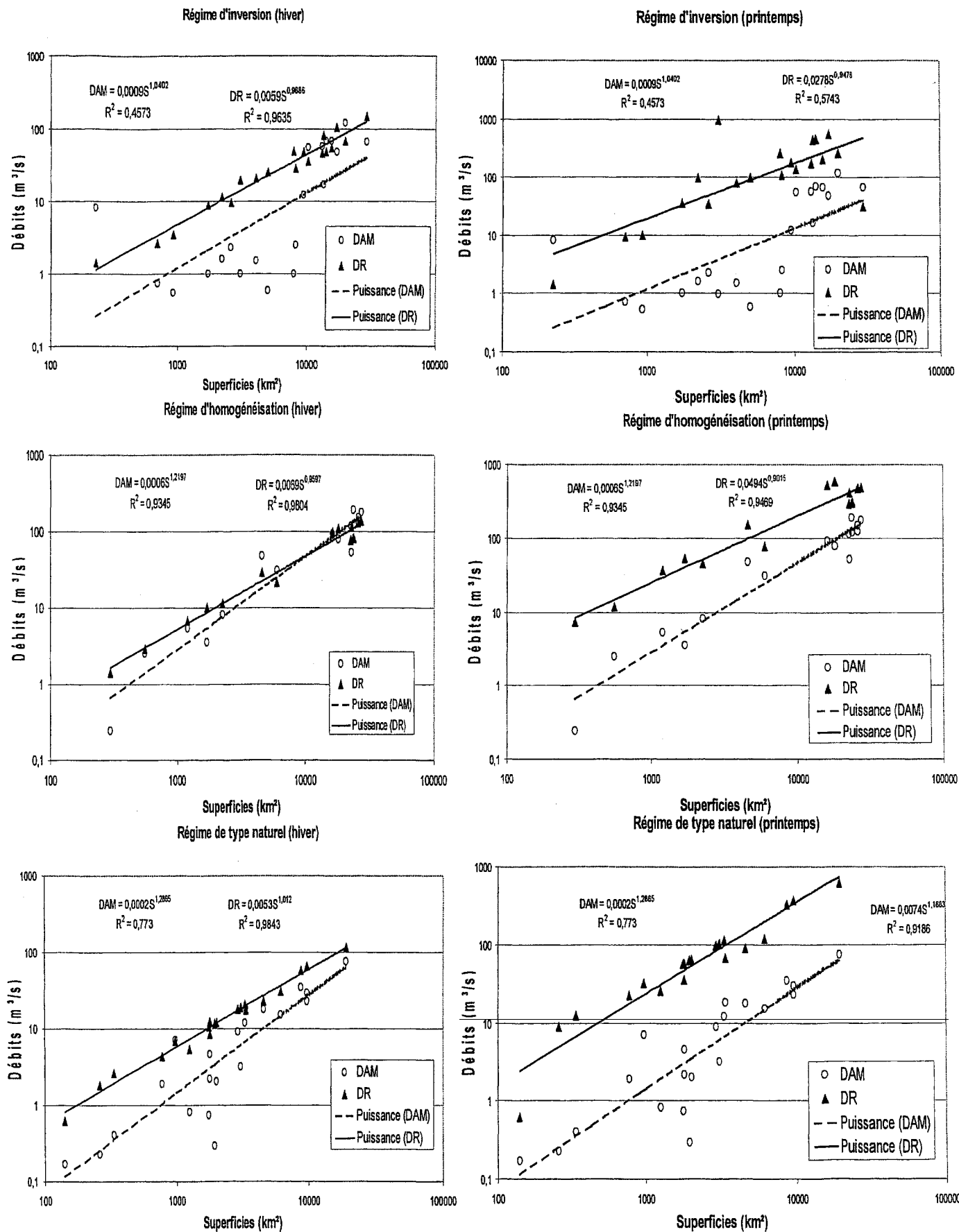


Fig.2.8a

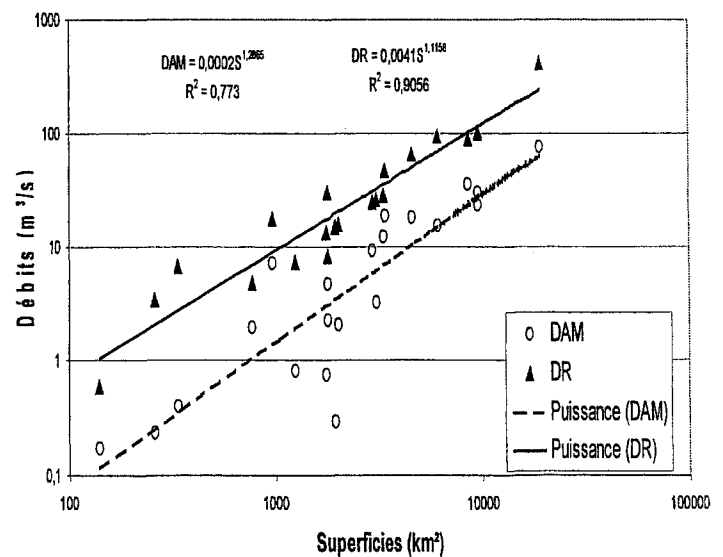
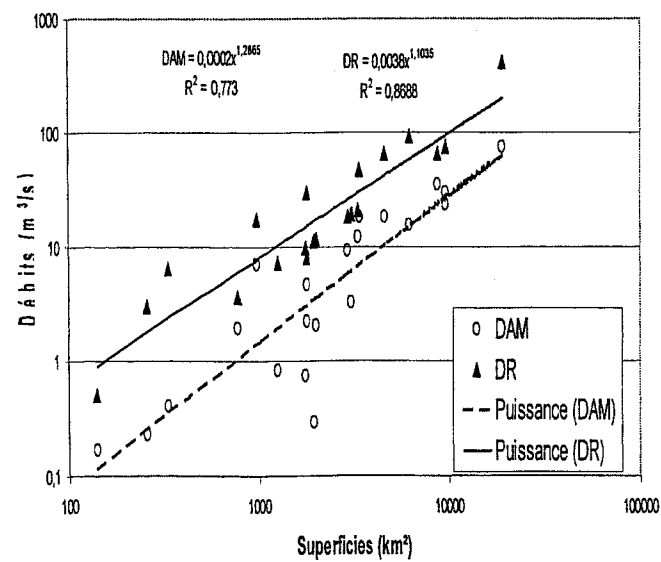
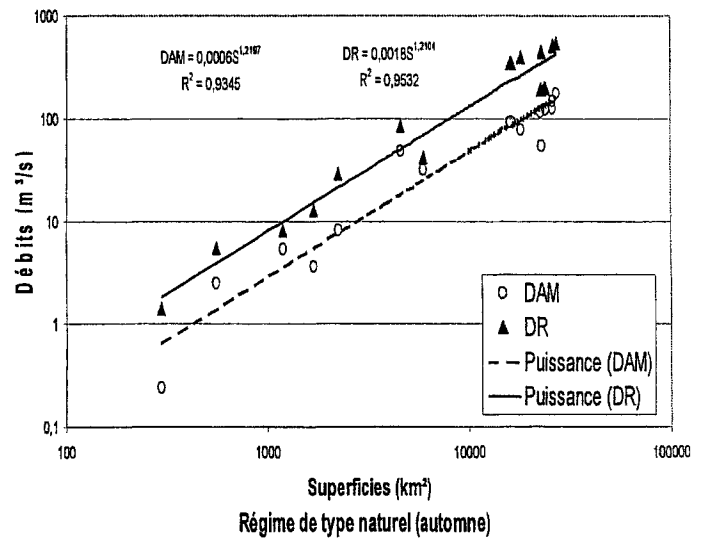
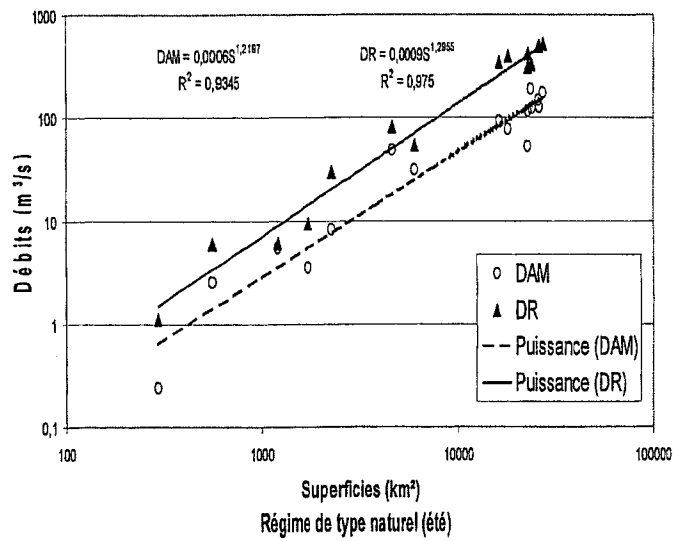
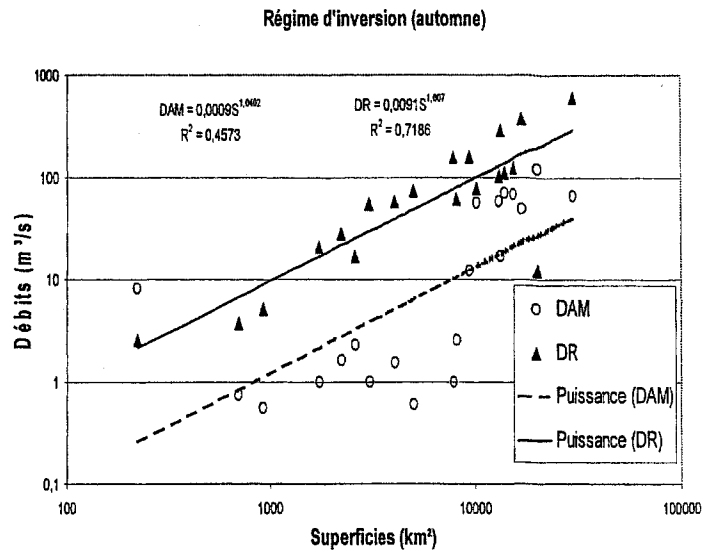
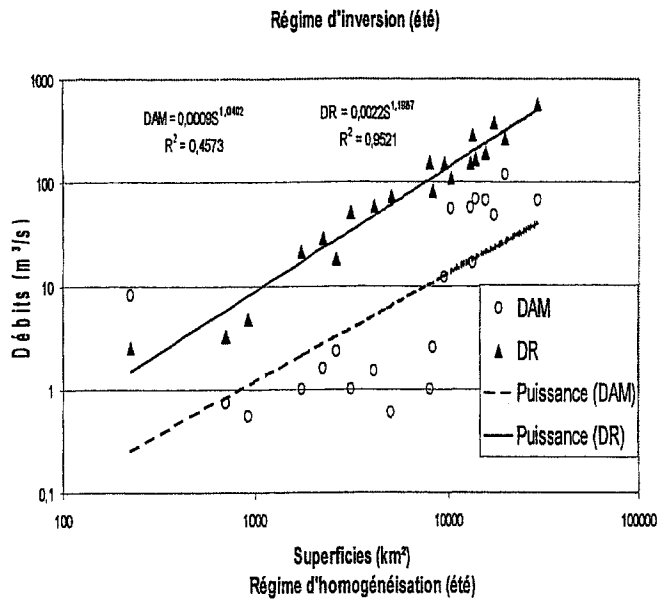


Fig.2.8b

**CHAPITRE 3. EFFETS DES FLUCTUATIONS DES DÉBITS MINIMUMS SUR LES
CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU, DES SÉDIMENTS ET DE LA VÉGÉTATION DU
LIT MINEUR EN AVAL DU RÉSERVOIR TAUREAU (QUÉBEC, CANADA).**

Edith GRAVEL¹ & Ali A.ASSANI¹

Cet article sera soumis en anglais à la revue Freshwater Biology

¹ Laboratoire d'Hydro-climatologie et de Géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; Email : Ali.Assani@uqtr.ca

Adresse de correspondance

Ali A. ASSANI

Laboratoire d'Hydro-climatologie et de Géomorphologie fluviale, section de Géographie, Pavillon Léon-Provencher, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, Boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada.

Tél. : (819) 376-5011 ; Fax : 376-5179 ; Email : Ali.Assani@uqtr.ca

3.1 RÉSUMÉ

1. La construction du réservoir Taureau sur la rivière Matawin (Québec) en 1930 a modifié notamment la période d'occurrence et la variabilité inter-annuelle des débits minimums. Les débits minimums surviennent au printemps et en été plutôt qu'en hiver d'une part, et sa variabilité inter-annuelle devient plus forte, d'autre part.
2. Nous avons analysé les conséquences de ces changements sur la composition physico-chimique de l'eau et des sédiments ainsi que sur la richesse spécifique de la végétation du lit mineur. Nous avons comparé ces variables en 2003, année caractérisée par des débits minimums très faibles, et en 2004, année caractérisée par des débits minimums relativement élevés. Il ressort de cette comparaison les faits suivants :
3. En ce qui concerne l'eau, il y a une baisse significative de l'alcalinité en 2004.
4. En ce qui concerne les sédiments, aucun changement significatif des éléments chimiques analysés (COT, NT et PT) n'a été observé en 2004.
5. Quant à la végétation, nous avons observé une diminution significative d'environ 50% d'espèces en 2004. Cette diminution a particulièrement affecté les espèces terrestres qui ont envahi le lit mineur lors de la sécheresse de 2003.
6. Le recouvrement de la végétation sur les sites sableux et caillouteux n'a pas significativement changé en 2004.
7. Le nombre d'espèces communes durant les deux années est relativement faible sur tous les sites. Ce qui traduit un changement de composition végétale.
8. Sur certains sites, nous avons observé un changement d'espèces dominantes en 2004.

3.1. INTRODUCTION

La variabilité inter-annuelle des débits joue un rôle primordial dans le fonctionnement, la dynamique et l'évolution des écosystèmes aquatiques (Richter et al., 1996; Poff et al., 1997; Biggs et al., 2005). En Nouvelle Zélande par exemple, Biggs et al. (1999, 2005) avaient mis en évidence l'influence des fluctuations inter-annuelles des débits sur la biomasse des périphytons et la production des invertébrés des rivières. D'autres auteurs ont démontré l'influence de la variabilité inter-annuelle des débits sur les populations de poissons (Hayes, 1995; McIntoch, 2000). Cette variabilité régule les échanges des nutriments et des organismes entre le lit mineur et sa plaine alluviale. Ainsi de nombreux travaux sont déjà consacrés aux impacts de la variabilité des débits sur la dynamique de la faune et de la flore ainsi que sur le cycle des éléments bio-chimiques aussi bien en milieu lotique (Crivelli et Grillas, 1995; Keddy, 1983; Nilsson et Keddy, 1988) qu'en milieu lentique (Blanch et al., 1999; Bradley et Smith, 1986; Conner et al., 1981; Shafroth et al, 1998).

Cependant, toutes ces études sont consacrées à la variabilité des débits de crues de rivières ou à la fluctuation du niveau des lacs. De même au Québec, quelques études ont été déjà consacrées sur les effets de la fluctuation du niveau du fleuve Saint-Laurent sur la végétation des marais qui se développent en bordure du chenal (Hudon, 1997; 2004; Jean et Bouchard, 1993). Dans les cas de rivières naturelles, Hughes (1997) avait présenté une synthèse quasi exhaustive sur les impacts biologiques et morphologiques de crues sur les plaines alluviales. Dans le cas de rivières régularisées, de nombreuses études ont été déjà aussi réalisées sur les impacts biologiques induits par les changements des caractéristiques de crues. Plusieurs synthèses ont été déjà publiées sur ces impacts (Bunn et Arthington, 2002, Nilsson et Svedmark, 2002; Poff et al, 1997). En revanche, il existe encore très peu d'études sur les impacts biologiques provoqués par les débits minimums. Ces études se sont surtout intéressées aux impacts biologiques induits par la durée prolongée et/ou la diminution de la magnitude des débits minimums (Assani et al., 2006; Busch et Smith, 1995; Stromberg et al., 1992, 1996; Reily et Johnson, 1982; Kondolf et Curry, 1986; Rood et al., 1995). Il n'existe

encore aucune étude sur les fluctuations inter-annuelle des débits minimums. L'objectif de notre étude est de combler cette lacune en analysant l'influence des fluctuations des débits minimums sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que sur la richesse spécifique et le recouvrement de la végétation du lit mineur en aval du réservoir Taureau construit sur la rivière Matawin. L'hypothèse que nous voulons vérifier est la suivante : les quatre variables mentionnées sont plus ou moins fortement influencées par la variation des débits minimums en aval du réservoir. Pour vérifier cette hypothèse, nous allons analyser les effets de la hausse des débits minimums observée en 2004 en aval du réservoir Taureau.

3.2. PRÉSENTATION DU RÉSERVOIR TAUREAU ET DE LA RIVIÈRE MATAWIN

Principal affluent de la rivière Saint-Maurice et sous affluent du fleuve Saint-Laurent en rive gauche (nord), la rivière Matawin draine un bassin versant de 5775 km² (fig.3.1). Elle entaille le bouclier canadien. Le climat est du type subpolaire continental avec une lame d'eau annuelle d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 4°C. Tout le bassin versant est couvert par la forêt feuillue constituée essentiellement de l'érablière à bouleau jaune (Doneys et Dubois, 1991 ; Laflamme, 1995). Quant à l'affectation du sol, les activités anthropiques se limitent à l'exploitation forestière. L'agriculture est quasi absente car les terres et le climat n'y sont pas propices. La rivière incise alternativement et de manière quasi régulière les formations sableuses d'origine fluvio-glaciaires et des formations caillouteuses appartenant au socle. Sur ces derniers tronçons y affleurent parfois la roche en place donnant naissance ainsi à des chutes et des rapides. Ainsi, le cours de la Matawin est caractérisé par une alternance quasi régulière de biefs caillouteux à écoulement turbulent, en raison de la forte pente, et de biefs sableux à écoulement lent.

En 1929, la Shawinigan Water & Power Co construisit sur la rivière Matawin, le réservoir Taureau. Celui-ci avait triple objectifs : rehausser la capacité du réservoir de la centrale hydroélectrique de Grand-Mère, Shawinigan 2 et 3 et la Gabelle érigées sur la rivière Saint-Maurice en hiver, lutter contre les inondations sur la même rivière, faciliter

l'évacuation des billes de bois provenant en amont. Vers le début de la décennie 1960, il est passé sous le contrôle de la société d'état HydroQuébec qui venait d'être créée. Le réservoir Taureau est un barrage poids de 720 m de long et de 26 m de hauteur. Il est muni d'un évacuateur des crues, long de 42 m et haut de 25 m, et d'un pertuis de fond, long de 25 m et haut de 24 m ainsi que de quatre déversoirs d'une capacité totale de 1 409 m³/s et de quatre vannes de fond d'une capacité totale de 400 m³/s. Sa réserve totale est estimée à 348 000 000 m³ d'eau. Son bassin versant est de 4 325 km², ce qui représente 75% de la superficie totale du bassin versant de la rivière Matawin. Le niveau du réservoir est maintenu entre une cote maximale d'exploitation qui se situe à 359,05 m et une cote minimale d'exploitation à 343,81 m. Le marnage annuel maximal du réservoir est donc de 15,24 m. À son niveau le plus bas, le réservoir occupe une superficie d'environ 8 km². Le réservoir Taureau est un réservoir de type annuel c'est-à-dire que son remplissage complet se fait chaque année et résulte exclusivement de l'apport en eau provenant de son bassin versant. La gestion actuelle se caractérise par une légère baisse en dessous du niveau d'exploitation maximale du réservoir en automne. Cette pratique permet de prévenir les crues d'automne (récurrence 30 ans) et éviter ainsi les inondations en amont et au niveau même du réservoir. Elle permet par conséquent de limiter le déversement de forts débits en aval lors de la crue d'automne. C'est à partir de la mi-novembre que s'amorce la vidange du réservoir qui se poursuit durant tout la saison hivernale. De gros débits sont maintenus en sortie du barrage afin de créer un chenal sur la rivière Matawin libre de tout couvert de glace durant cette période et d'éviter la formation d'embâcles en aval. Durant cette période le niveau d'eau du réservoir diminue en moyenne de 0,10 m à 0,12 m par jour. Ce taux peut atteindre jusqu'à 0,40 m par jour à la fin de l'hiver. À son niveau le plus bas, la cote minimale moyenne du réservoir est d'environ 349 m. Mais elle peut descendre exceptionnellement à environ 340 m certaines années. Un remplissage rapide (quatre à six semaines) du réservoir s'effectue avec la fonte des neiges et l'arrivée de la crue printanière. Cette hausse de 10 à 15 m se réalise avec un taux journalier d'augmentation du niveau de l'eau de plus de 50 cm. Après le remplissage complet du réservoir, celui-ci est maintenu entre les cotes 357 et 359 m. Depuis sa mise en eau en 1931, la gestion hydraulique du réservoir n'a pratiquement pas changé.

Ce mode de gestion a entraîné une inversion totale du régime hydrologique de la rivière Matawin en aval du réservoir (Assani et al., 2002). En effet, les débits maximums surviennent alors en hiver et les débits minimums au printemps et en été (fig.3.2). Il s'ensuit un changement de la période d'occurrence des débits minimums en aval du réservoir. Ces débits surviennent en pleine période végétative. Cette inversion permet ainsi l'invasion du lit mineur par la végétation au printemps et en été car le niveau de l'eau y devient très faible.

3.3. COMPARAISON DES DÉBITS DURANT LES ANNÉES HYDROLOGIQUES 2002-2003 ET 2003-2004.

Malgré notre instance, nous n'avons pas pu obtenir les données de débits lâchés en aval du réservoir Taureau (annexe 3) en 2003 et 2004. Nous nous sommes donc contentés à analyser les données des débits mesurés à la station Saint-Michel-des-Saints située en amont du réservoir Taureau. L'année hydrologique 2002-2003 a été caractérisée par des débits inférieurs aux valeurs normales (calculées sur une période de 60 ans) en automne, au printemps et en été (fig.3.3). Le déficit a été particulièrement enregistré au printemps. Ainsi, au mois de mai, il a atteint 35% environ. En revanche, durant l'année hydrologique 2003-2004, les débits moyens mensuels étaient supérieurs aux valeurs normales en automne, en hiver, au début du printemps (avril) et en été (sauf le mois d'août). L'excédent a été surtout enregistré en hiver et plus particulièrement au mois de novembre dont le débit a quasi triplé. Il s'ensuit que l'année hydrologique 2002-2003 a été très sèche tandis que l'année 2003-2004 a été très humide. L'écart des débits entre les deux années a été marqué en automne, en hiver et durant les deux premiers mois du printemps. En aval du réservoir en 2002-2003, nous avons observé que toutes les vannes sont restées presque fermées de mai à juillet (tableau 3.1). Ainsi, le débit journalier durant cette période n'a jamais dépassé 5 m³/s. En revanche en 2003-2004, le niveau d'eau en aval du barrage est resté relativement élevé jusqu'en juin pour baisser en juillet et en août. Cette baisse a provoqué l'exondation de nombreux sites en aval du réservoir permettant ainsi à la végétation de pousser sur les différents dépôts dans le lit mineur même. Ces fluctuations du niveau d'eau en aval du réservoir Taureau

en 2003 et 2004 confirment la conclusion tirée de l'analyse de la longue série des débits mesurés en amont et en aval du réservoir entre 1930 et 1990 (Assani et al., 2002). Ces auteurs ont ainsi observé que pendant les années sèches, les débits minimums sont très faibles en aval du réservoir du fait qu'on stocke davantage de l'eau. En revanche, durant les années humides, ces débits deviennent relativement élevés du fait qu'on lâche beaucoup d'eau pour baisser le niveau d'eau dans le réservoir afin de prévenir les inondations éventuelles en automne.

En raison de la hausse des débits minimums en 2004, tous les sites échantillonnés sont restés immergés d'avril à juin, soit trois mois de plus que durant l'année 2003. Il convient de retenir que cette hausse des débits n'a provoqué ni érosion ni accumulation sur les sites échantillonnés.

3.4. MÉTHODES

3.4.1. Choix des sites de mesure

Rappelons qu'en aval du réservoir, la rivière Matawin entaille alternativement et de manière régulière les tronçons sableux et caillouteux. Dans le lit mineur, occupé habituellement par l'eau, l'établissement de la végétation y est contrôlé exclusivement par les caractéristiques morphologiques et sédimentologiques de l'habitat. Il est donc très important d'analyser les changements qui affectent la végétation en relation avec ces deux variables (forme géomorphologique et granulométrie) en aval des barrages. En ce qui concerne cette importance, Ligon et al. (1995) affirment que « But we believe that, more often than has realized, geomorphological changes are the key to understanding the long-term ecological consequence of dams and others stream disturbances ». Ils précisent que "It is in these situations that short-term geomorphologic studies can greatly enhance understanding of how dams may fundamentally alter the stream ecosystem. The physical habitat is critically important to stream ecosystem and can change more easily and more quickly than in most other ecosystems. When a dam is built, altering the flow and water, the habitat will change –sometimes dramatically, but

often subtly- and the ecology of the river can be significantly, and sometimes disastrously, altered”.

Pour tenir compte de cette considération, nous avons sélectionné plusieurs types d'habitats en fonction de deux critères suivants : la dynamique morphologique de l'habitat et ses caractéristiques granulométriques. En fonction de ces deux critères, nous avons distingué trois types de dépôts aussi bien dans les tronçons sableux que dans les tronçons caillouteux en aval du réservoir Taureau (tableaux 3.2a et 3.2b).

- Les dépôts de berge stabilisés (C1 et S1). Ce sont des dépôts qui ne sont plus soumis à l'érosion par la rivière. Aucune trace d'érosion sur ce dépôt ou sur la berge adjacente n'est plus visible sur le terrain. On les trouve aussi bien dans les tronçons caillouteux que sableux.

- Les dépôts liés au ralentissement du courant. Ce sont des dépôts sableux ou caillouteux qui sont édifiés au niveau des courbures ou dans des tronçons qui s'élargissent brusquement. Cette localisation suggère que le ralentissement brusque du courant est à l'origine de ce type de dépôt.

- Les dépôts de confluence. Ce sont des dépôts qui sont édifiés au niveau de confluence des affluents. Les sédiments, exclusivement sableux apportés par les affluents, s'accumulent dans le lit mineur de la rivière Matawin en raison de la diminution de la compétence de celle-ci consécutivement à l'inversion de son régime hydrologique par le réservoir Taureau. Rappelons qu'au printemps, au moment de la fonte des neiges, le niveau d'eau de la rivière Matawin baisse drastiquement en aval du réservoir en raison du stockage d'eau diminuant ainsi la capacité de transport de la rivière pour évacuer les sédiments apportés par les affluents.

- Les dépôts résiduels. Ce sont des dépôts constitués par les éléments très grossiers qui dépassent largement la compétence actuelle de la rivière. Ils étaient mis en place dans des conditions hydrodynamiques différentes de l'actuelle. Ils sont observés exclusivement dans des tronçons caillouteux.

3.4.2. Analyse physico-chimique de l'eau et des sédiments

En ce qui concerne l'eau, une fois par mois de juin à août, l'eau a été prélevée à trois sites (km 83, km 75, km 63). Les éléments suivants ont été dosés au laboratoire du Département des sciences biologiques de l'UQAM : l'azote total (méthode de digestion au persulfate de potassium), de phosphore total (méthode de digestion au persulfate de potassium) et le carbone organique total (méthode d'oxydation au persulfate de sodium) et le carbone inorganique total (réaction à l'acide phosphorique) ainsi que l'alcalinité (titrage par l'acide chloridrique). La température de l'eau, la concentration d'oxygène dissous, le pH et la conductivité totale ont été mesurés *in situ* au moyen d'un hydrolab de type Quanta. Toutefois, en 2003, ces dernières mesures ne seront pas analysées dans le cadre de cette étude car les données de 2003 étaient entachées parfois des erreurs dues au mauvais fonctionnement de l'appareil.

Quant aux sédiments, nous avons prélevé exclusivement sur les dépôts sableux: trois sites sur chacun des dépôts S1 et S2 et un seul site sur le dépôt S3. À chaque site, le prélèvement a été effectué à trois endroits différents à 10 cm de profondeur après avoir creusé le sol au moyen d'une pelle (méthode de puits de reconnaissance). Une partie des sédiments prélevés a servi à l'analyse granulométrique au moyen d'une colonne de tamis et une autre à l'analyse chimique. Celle-ci a été effectuée au laboratoire des sciences de sols de l'université Laval. Les trois éléments analysés sont : l'azote total (extraction par acide sulfurique selon la méthode de Quikchem 13-107-06-02-D), le phosphore total (extraction par acide chlorhydrique et par fluorure d'ammoniaque selon la méthode développée par Bray et Kurtz, 1945) et le carbone organique total (extraction par chromate de potassium et par sulfate ferreux selon la méthode mise au point par Yeomans et Bremner, 1988). Aucun prélèvement des sédiments n'a été effectué sur les dépôts caillouteux car il était impossible de creuser du fait qu'on ne pouvait pas déplacer les cailloux en raison de leur grande taille.

3.4.3. Étude de la végétation et analyse statistique

L'inventaire des espèces a été effectué de juin à septembre 2003 et 2004. Nous avons échantillonné sur toute la superficie de chaque dépôt (échantillonnage exhaustif). En 2004, tous les sites dont une partie (> 5%) de la superficie était occupée par l'eau ont été exclus. Le recouvrement de la végétation sur chaque site a été évalué qualitativement par deux personnes selon la méthode préconisée par Jansson et al. (2000). Selon cette méthode, chaque personne estime d'abord séparément le taux de recouvrement. Ensuite, on compare les deux taux estimés par les deux personnes et on calcule la moyenne de deux taux. Toutefois, si il existe une différence de plus de 10% entre les deux estimations, les deux personnes font une estimation commune pour minimiser les écarts des taux estimés. Pour la dénomination des espèces végétales, nous nous sommes référés à la nomenclature de la flore Laurentienne (Marie-Victorin, 1995). Les espèces récoltées ont été classées selon leur famille et leur groupe écologique. Pour les groupes écologiques, nous avons adopté la classification proposée par Gauthier (1997) pour la végétation du Québec méridional et utilisée par Environnement Canada (Jean, communication orale). Dans cette classification, les espèces des milieux humides sont regroupées en deux catégories :

- Les espèces obligées pour les milieux humides (OBL). Ce sont des espèces qui ne s'établissent que dans les milieux humides. On a dénombré 430 espèces au Québec méridional.
- Les espèces réputées facultatives des milieux humides (FACH). Ce sont des espèces qui se développent de manière préférentielle dans les milieux humides. Mais, elles peuvent s'établir aussi en milieu terrestre. On a inventorié 247 espèces au Québec méridional.
- Quant aux espèces strictement terrestres mais qui peuvent s'adapter dans les milieux humides, elles ont formé la troisième catégorie désignée par « espèces terrestres à large amplitude écologique » (TERR). Leur nombre n'est pas connu.

En ce qui concerne l'analyse statistique, nous avons comparé les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, des sédiments et de la richesse spécifique de la végétation

présente sur les différents dépôts morphologiques en 2003 et 2004 au moyen des tests de comparaison de deux échantillons appariés. Pour comparer le nombre d'espèces végétales en fonction du niveau d'eau et du type de dépôt, nous avons appliqué le test de variance à deux critères de classification (modèle croisé) (Dagnélie, 1986).

3.5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.5.1. Comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments en 2004 et 2005

En ce qui concerne l'eau, rappelons que nous avons comparé certaines caractéristiques physico-chimiques de l'eau mesurées à trois stations en aval du réservoir en 2003 et en 2004. Les résultats de comparaison sont résumés au tableau 3.3. Il ressort de ce dernier tableau que la hausse du niveau de l'eau en 2004 s'est traduite par une diminution significative de l'alcalinité en aval du réservoir. Le taux a été réduit de moitié en 2004 en raison d'une forte dilution. Les concentrations des autres éléments chimiques n'ont subi aucun changement significatif. Il en est de même des concentrations de ces mêmes éléments chimiques qui n'ont pas significativement changés dans les sédiments échantillonnés à sept sites (tableau 3.4). Néanmoins, on peut noter une tendance à la baisse des concentrations en azote total et en phosphore total en 2004.

3.5.2. Comparaison des caractéristiques de la végétation en 2003 et en 2004

Nous avons inventorié 42 familles (39 sur les dépôts sableux et 31 familles sur les dépôts caillouteux) en 2003 et 25 familles (23 familles sur les dépôts sableux et 19 familles sur les dépôts caillouteux). Ainsi, près de la moitié des familles ont disparu en 2004 en raison de la hausse du niveau d'eau en 2004. Cette disparition a affecté des familles représentées par quelques espèces. En revanche, la hausse du niveau d'eau n'a aucun impact significatif sur les familles les plus représentatives (les composées, les

graminées, les cypéracées, les rosacées, les salicacées et les labiées). La proportion de leurs espèces n'a pas significativement changé en 2004 (tableau 3.5).

En 2003, 141 espèces (120 sur les dépôts sableux et 92 espèces sur les dépôts caillouteux) ont été identifiées. Ces espèces se répartissent en 26 % des espèces obligées des milieux humides, 18% des espèces facultatives des milieux humides et 56% des espèces terrestres. Plus de la moitié des espèces présentes dans le lit mineur en aval du réservoir Taureau sont constituée par des espèces terrestres attestant ainsi une « terrestrialisation » du chenal. Si on considère le nombre d'espèces des milieux humides à l'échelle du Québec, 8% seulement de ces espèces sont présentes dans le lit mineur en aval du réservoir. Cette proportion nous semble relativement élevée malgré les changements hydrologiques induits par le réservoir Taureau. Quant aux espèces facultatives des milieux humides présentes dans le lit mineur en aval du réservoir, leur nombre représente environ 11%.

En 2004, 74 espèces (59 espèces sur les dépôts sableux et 49 sur les dépôts caillouteux) seulement ont été identifiées, soit une réduction significative d'environ 50% par rapport à l'année précédente. Mais cette réduction a particulièrement affecté les espèces terrestres (tableau 3.6a). Quant aux types de dépôts, cette réduction a particulièrement affecté les dépôts stabilisés des berges (tableau 3.6b). Ainsi l'analyse de variance à deux critères de classification révèle que le niveau d'eau et le type de dépôt sont les deux facteurs de variabilité spatio-temporelle du nombre d'espèces dans le lit mineur en aval du réservoir. En effet, les valeurs de p associées aux deux facteurs sont statistiquement significatives (tableau 3.6c). En revanche, le couvert végétal n'a pas significativement changé en 2004 (tableau 3.7). Toutefois, le changement du niveau d'eau a aussi modifié le type d'espèces dominantes sur certains sites (tableau 3.8). Ce changement semble profiter à quelques espèces terrestres qui sont devenues dominantes sur plusieurs sites au détriment des autres espèces. Enfin, le nombre des espèces communes durant les deux années sur les différents types de dépôts est relativement faible. Cette différence dépend du groupe écologique d'une part, et du type

de dépôt morphologique, d'autre part (tableau 3.9). Elle traduit en fait un changement de composition végétale, plus particulièrement la végétation terrestre.

3.6. DISCUSSION ET CONCLUSION

Au Québec, les impacts des barrages se traduisent notamment par une diminution et une plus forte variabilité des débits minimums ainsi que par le changement de leur période d'occurrence (Assani et al., 2005). Ces changements affectent particulièrement les rivières caractérisées par un régime d'inversion notamment la rivière Matawin. En effet, la construction du réservoir Taureau en 1930 a provoqué l'inversion totale du régime hydrologique : les étiages surviennent au printemps et en été et les crues, en hiver. De plus, durant les années sèches, les débits minimums lâchés en aval du barrage deviennent relativement faibles alors qu'ils augmentent significativement durant les années humides (Assani et al., 2002). Les impacts de ces changements hydrologiques sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments ainsi que sur la richesse spécifique de la végétation du lit mineur n'ont jamais été documentés. Pour combler cette lacune, nous avons analysé l'impact associé à la hausse des débits minimums survenue en 2004 sur l'évolution de ces variables. En effet, cette année a été caractérisée par des débits supérieurs à la normale. En aval du barrage, les débits minimums ont été relativement élevés comparativement à l'année 2003 qui fut plutôt sèche. Cette hausse des débits a entraîné plusieurs conséquences.

- En ce qui concerne la composition chimique de l'eau, la hausse des débits a provoqué une diminution significative de l'alcalinité de l'eau en raison d'une forte dilution. Cependant, celle-ci n'a pas affecté les concentrations des autres éléments chimiques analysés (N, CO, P).
- Quant à la composition chimique des sédiments, la hausse des débits n'a eu aucun impact sur les concentrations de ces trois éléments chimiques analysés.
- Le changement le plus important provoqué par la hausse des débits se traduit par une baisse significative du nombre d'espèces végétales. En effet, le nombre d'espèces a été réduit de moitié. Cette réduction a particulièrement affecté les espèces terrestres présentes sur les dépôts stabilisés des berges. En effet, ces espèces n'ont pas résisté à

une longue période d'immersion provoquée par la hausse des débits. Quant aux espèces obligées des milieux humides, leur nombre a très peu diminué en 2004 traduisant ainsi leur tolérance à une longue période d'immersion.

- La hausse des débits n'a pas significativement changé le recouvrement de la végétation sur la plupart des sites échantillonnés. On peut donc déduire que la biomasse de la végétation n'a pas non plus été affectée.

Il ressort de ces considérations que la hausse des débits minimums en aval du barrage en 2004 se traduit par une diminution significative du nombre d'espèces végétales, en particulier les espèces terrestres présentes dans le lit mineur. Ce changement est comparable à celui provoqué par la durée prolongée des débits minimums. Celle-ci entraîne une diminution de la diversité spécifique (Busch et Smith, 1995; Stromberg et al., 1992). Mais en revanche, nous n'avons pas observé une diminution significative du couvert végétal, une autre conséquence provoquée par la durée prolongée des débits minimums. En ce qui concerne les crues, au Québec par exemple, les fluctuations inter-annuelles des débits influencent de manière significative la biomasse et la composition spécifique de la végétation humide du fleuve Saint-Laurent (Hudon, 1997, 2004). En effet, la biomasse et le nombre d'espèces végétales augmentent durant les années sèches mais diminuent durant les années humides. Les mêmes observations ont été faites par Décamps et al. (1995) sur la plaine alluviale de la rivière Adour en France. Le nombre d'espèces a augmenté durant l'année sèche en raison de l'invasion des espèces exotiques. Ces effets sont comparables à ceux observés en aval du réservoir Taureau, du moins en ce qui concerne le nombre d'espèces. Enfin, le changement des espèces dominantes sur certains sites traduit la sensibilité de certaines espèces aux fluctuations du niveau d'eau et plus particulièrement à la durée d'immersion des sites par l'eau. Cette durée favorise le développement de certaines espèces comme l'avaient déjà démontré plusieurs études expérimentales et de terrain (Décamps et al., 1995).

Du point de vue de la gestion des débits en aval du réservoir Taureau, notre étude démontre que le maintien d'un niveau d'eau relativement élevé pendant la période d'étiage limiterait l'invasion du lit mineur par les espèces terrestres. Cette invasion se

fait au détriment des espèces obligées des milieux humides qui semblent être moins sensibles aux fluctuations du niveau d'eau que les premières.

3.7. BIBLIOGRAPHIE

- Assani AA, Buffin-Bélanger T. & Roy AG. (2002). Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin (Québec, Canada). *Revue des Sciences de l'Eau*, 15, 557-574.
- Assani AA, Gravel E, Buffin-Bélanger T. & Roy AG. (2005a). Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada). *Revue des Sciences de l'Eau*, 18, 103-127.
- Assani A.A., Petit F. & Leclercq L. (2006). The relation between geomorphological features and species richness in the low flow channel of the Warche, downstream from the Butgenbach dam (Arden, Belgium). *Aquatic Botany* (sous presse).
- Biggs B.J.F., Tuchman N.C., Lowe R.L. & Stevenson R.J. (1999). Resource stress alters hydrological disturbance effects in a stream periphyton community. *Oikos*, 85, 95-108.
- Biggs B.J.F., Vladimir I.N. & Snelder T.H. (2005). Linking scales of flow variability to lotic ecosystems structure and function. *River Research and Applications*, 21, 283-298.
- Blanch S.J., Ganf G.G. & Walker K.F. (1999). Tolerance of riverine plants to flooding and exposure indicated by water regime. *Regulated Rivers: Research & management*, 15, 43-62.
- Bradley C.E. & Smith D.G. (1986). Plains cottonwood recruitment and survival on a prairie meandering river floodplain, Milk River, southern Alberta and northern Montana. *Canadian Journal of Botany*, 64, 1433-1442.

- Bray R.L., Kurtz L.T. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil science* 59, 39-45.
- Bunn S.E. & Arthington A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30, 492-507.
- Busch D.E. & Smith S.D (1995). Mechanism associated with decline of woody species in riparian ecosystems of the southwestern U.S. *Ecological Monographs*, 65, 347-370.
- Crivelli A.J. & Grillas P.G. (1995). Responses of vegetation to a rise in water level at Kerkini Reservoir (1982-1991), a Ramsar site in Northern Greece. *Environmental Management*, 19, 417-430.
- Conner W.H., Gosselink J.G. & Parrondo R.T. (1981). Comparison of the vegetation of three Louisiana swamp sites with different flooding regimes. *American Journal of Botany*, 68, 320-331.
- Dagnelie P. (1986). Analyse statistique à plusieurs variables. Les Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux. 463p.
- Doneys E. & Dubois L. (1991). *Application du modèle d'analyse d'utilisation de l'eau au bassin de la rivière Saint-Maurice*. Mémoire déposé au ministère de l'Environnement Canada, 36p + annexes.
- Gauthier, B. 1997. Notes explicatives sur la ligne naturelle des hautes eaux. Document disponible au Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, 26p.

- Hayes JW. (1995). Spatial and temporal variation in the relative density and size of juvenile brown trout in the Kakanui River, North Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 29, 393-408.
- Hudon C. (1997). Impact of water level fluctuations on St. Lawrence river aquatic vegetation. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 54, 2853-2865.
- Hudon C. (2004). Shift in wetland composition and biomass following low-level episodes in the St-Lawrence River : looking into future. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 61, 603-617.
- Hughes F.M.R. (1997). Floodplain biogeomorphology. *Progress in physical geography*, 21, 501-529.
- Jansson R, Nilsson C, Dynesius M & Anderson E. (2000). Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications*, 10, 203-224.
- Jean M. & Bouchard A. (1993). Riverine wetland vegetation : importance of small-scale and large-scale environmental variation. *Journal of vegetation science*, 4, 609-620.
- Keddy P.A. (1983). Shoreline vegetation in axe lake, Ontario : effects of exposure on zonation patterns. *Ecology*, 64, 331-344.
- Kondolf G.M. & Curry R.R. (1986). Channel erosion along the Carmel River, Monterey County, California. *Earth Surface Processes and Landforms*, 11, 307-319.
- Laflamme, D. 1995. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Maurice, 1979 à 1992*. Mémoire déposé au ministère de l'Environnement et de la Faune, province du Québec, Montréal, 87p + annexes.

- Ligon F.K., Dietrich W.E. & Trush W. (1995). Downstream ecological effects of dams. *BioScience*, 45, 183-192.
- Marie-Victorin E.C (1995). *Flore Laurentienne*. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, 3^{ème} édition révisée et annotée par ., Brouillet L., Hay S.G., Goulet I., Blondeau M., Cayoute J. & Labrecque J., 1093p.
- Mcintoch AR. (2000). Habitat- and size-related variations in exotic trout impacts on native galaxiid fishes in New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 57, 2140-2151.
- Nilsson C. & Keddy P.A. (1988). Predictability of change in shoreline vegetation in a hydroelectric reservoir, northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 45, 1896-1904.
- Nilsson C. & Svedmark M. (2002). Basic principles and ecological consequences of changing water regimes : riparian plant. *Environmental Management*, 30, 468-480.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L, Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C. (1997). The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* , 47, 769-784.
- Reily P.W & Johnson P.W. (1982). The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. *Canadian Journal of Botany*, 60, 2410-2423.
- Ritcher B.D., Baumgartner J.V., Powell J. & Braun D.P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystem. *Conservation Biology* 10, 1163-1174.

- Rood SB., Mahoney J. M., Reid D.E. & Zilm I. (1995). Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. *Canadian Journal of Botany*, 73, 1250-1260.
- Shafroth P.B., Auble T.G., Stromberg J.C. & Patten D.T. (1998). Establishment of woody riparian vegetation in relation to annual patterns of streamflow, Bill Williams River, Arizona. *Wetlands*, 18, 577-590.
- Stromberg J.C., Tress A., Wilkins S.D. & Clark S. (1992). Response of velvet mesquite to groundwater decline. *Journal of Arid Environments*, 23, 45-58.
- Stromberg J.C., Tiller R. & Richter B. (1996). Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro River, Arizona, USA. *Ecological Applications*, 6, 113-131.
- Yeomans J.C. & Bremner J.M. (1988). A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Sciences and Plant analysis* 19, 1467-1476.

Tableau 3.1. Nombre de vannes ouvertes en 2003 et 2004 (observation de terrain).

Année	Mai	Juin	Juillet	Août
2003	0	0	1	1
2004	2	2	1	1

Tableau 3.2a. Description et localisation des sites sableux échantillonnés en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

N° du site	Code	Superficie (m ²)	Localisation*
Sites sur les dépôts stabilisés de berge (S1)			
1	S1-5	50	Km 82
2	S1-10	150	Km 45
3	S1-13	100	Km 22
4	S1-19	35	Km 75
5	S1-20	500	Km 73
Sites sur les dépôts liés au ralentissement du courant			
6	S2-1	240	Km 83
7	S2-4	750	Km 82
8	S2-15	1000	Km 41
9	S2-18	900	Km 75
10	S2-21	200	Km 38
11	S2-24	50	Km 71
Sites sur les dépôts de confluence			
12	S3-8	60	Km 41
13	S3-12	30	Km 22

La Localisation est définie par rapport à la route qui longe la rivière jusqu'au barrage.

Tableau 3.2b. Description et localisation des sites caillouteux échantillonnés en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

N° du site	Code du site	Superficie (m ²) du site	Localisation **
Sites sur les dépôts stabilisés de berge (S1)			
1	C1-3	750	Km 83
2	C1-16	250	Km 84
3	C1-23	200	Km 38
4	C1-26	50	Km 71
Sites sur les dépôts liés au ralentissement du courant			
5	C2-6	30	Km 81
6	C2-14	200	Km 22
7	C2-25	350	Km 70
Sites sur les dépôts résiduels			
8	C3-17	50	Km 83
9	C3-22	700	Km 38

Tableau 3.3. Comparaison de concentrations de COT, NT, PT et d'alcalinité de l'eau prélevée à trois stations en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 (juin à août) au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Paramètres	COT (ppm)		NT (ppm)		PT (ppm)		Alcalinité (ueq/l)	
	2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	2004
CM	7,85	6,61	0,478	0,443	16,24	18,65	161,92	79,84
Cm	6,57	6,31	0,190	0,289	1,28	1,08	99,07	41,28
CME	7,02	6,47	0,290	0,348	10,46	13,57	127,12	61,32
EC	0,717	0,151	0,122	0,059	6,196	5,536	24,42	14,90
T	0,379 (3)		1,180 (8)		1,754 (8)		10,170 (8)	

CM = concentration maximale; Cm = concentration minimale; CME = concentration moyenne; EC = Écart type; t = valeur calculée du test t; (8) = nombre de degrés de liberté. Les valeurs significatives au seuil de 5% apparaissent en gras

Tableau 3.4. Comparaison de concentrations de COT, NT, PT et d'alcalinité des sédiments prélevés à 10 cm de profondeur à sept sites en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 (juin à août) au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Paramètres	COT (ppm)		NT (ppm)		PT (ppm)	
	2003	2004	2003	2004	2003	2004
CM	1,352	1,976	0,073	0,046	34,5	29,4
Cm	0,167	0,077	0,004	0,004	12,4	14,7
CME	0,672	0,677	0,024	0,015	24,64	23,59
EC	0,457	0,660	0,027	0,015	7,72	5,42
t (6)	0,276		0,750		0,659	

CM = concentration maximale; Cm = concentration minimale; CME = concentration moyenne; EC = Écart type; t = valeur calculée du test t; (8) = nombre de degrés de liberté.

Tableau 3.5. Comparaison des proportions d'espèces (%) des familles les plus représentatives en 2003 et 2004 en aval du réservoir Taureau

Familles	2003	2004
Composées	12.8	12.2
Graminées	11.3	13.5
Cypéracées	9.2	10.8
Rosacées	6.4	5.4
Salicacées	5.7	2.7
Labiées	5.0	8.1

Tableau 3.6a. Comparaison du nombre d'espèces selon leur groupe écologique en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau

Groupe écologique	2003	2004
Espèces obligées des milieux humides	36	24
Espèces facultatives des milieux humides	26	17
Espèces terrestres	79	33
Total	141	74

Tableau 3.6b. Comparaison du nombre d'espèces inventoriées en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau.

Classification	C1		C2		C3		S1		S2		S3	
	2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	2004
Plantes obligées	18	12	14	5	15	8	26	11	24	24	13	11
Plantes facultatives	13	10	8	5	12	6	15	11	17	13	8	6
Plantes terrestres	35	14	5	2	14	5	49	9	20	11	3	4

Tableau 3.6c. Comparaison du nombre d'espèces inventoriées en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau. Application de l'analyse de variance à deux critères de classification.

Source de variation	de	Somme des carrés	Degrés de liberté	de Carré moyen	F	P
Niveau d'eau		462,25	1	462,25	9,18	0,006
Type de dépôt		946,47	5	189,29	3,76	0,012
Interaction		387,58	5	77,52	1,54	0,215
Erreur		1208	24	50,33		

Les valeurs significatives de F apparaissent en gras.

Tableau 3.7. Comparaison du recouvrement (%) de la végétation sur les sites sableux et caillouteux en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Paramètres	Sites sableux		Sites caillouteux	
	2003	2004	2003	2004
CM	95	100	10	15
Cm	50	30	75	90
CME	76	81	49	56
EC	17,6	31,4	24,3	28,6
t (6)	1,409 (10)		1,100 (6)	

CM = Valeur maximale du recouvrement; Cm = valeur minimale du recouvrement; CME = recouvrement moyen; EC = Écart type; t = valeur calculée du test t; (10) = nombre de degrés de liberté.

Tableau 3.8. Comparaison du type d'espèces dominantes sur quelques sites en 2003 et 2004.

Site	2003		2004	
	Espèce dominante	Groupe écologique	Espèce dominante	Groupe écologique
S2-1	<i>Poa palustris</i>	FACH	<i>Agrotis alba</i> <i>Solidago</i>	TERR
C1-3	<i>Agrotis alba</i> <i>Scirpus</i>	TERR	<i>graminifolia</i> <i>Calamagrotis</i>	TERR
S2-4	<i>cypérinus</i>	OBL	<i>canadense</i>	FACH
S1-10	<i>Carex crinita</i>	FACH	<i>Agrostis alba</i> <i>Éléocharis</i>	TERR
S2-15	<i>Poa palustris</i>	FACH	<i>acicularis</i> <i>Lysimachia</i>	OBL
S2-18	<i>Carex crinita</i> <i>Eupatorium</i>	OBL	<i>terrestris</i>	OBL
C3-22	<i>maculatum</i>	FACH	<i>Agrostis alba</i> <i>Solidago</i>	TERR
C1-23	<i>Agrostis alba</i>	TERR	<i>graminifolia</i>	TERR
C1-26	<i>Aster puniceus</i>	FACH	<i>Viola pallens</i>	TERR

Tableau 3.9. Comparaison du nombre d'espèces végétales communes (en %) en 2003 et en 2004 sur les différents types de dépôts en aval du réservoir Taureau.

Types de dépôts	Groupes écologiques		
	OBL	FACH	TERR
C1	47	50	27
C2	31	36	38
C3	22	29	22
S1	40	56	19
S2	59	53	10
S3	21	50	0

OBL = espèces obligées des milieux humides; FACH = espèces facultatives des milieux humides; TERR = espèces terrestres.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1. Nombre de vannes ouvertes en 2003 et 2004 (observation de terrain).

Tableau 3.2a. Description et localisation des sites sableux échantillonnés en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

Tableau 3.2b. Description et localisation des sites caillouteux échantillonnés en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

Tableau 3.3. Comparaison de concentrations de COT, NT, PT et d'alcalinité de l'eau prélevée à trois stations en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 (juin à août) au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Tableau 3.4. Comparaison de concentrations de COT, NT, PT et d'alcalinité des sédiments prélevés à 10 cm de profondeur à sept sites en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 (juin à août) au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Tableau 3.5. Comparaison des proportions d'espèces (%) des familles les plus représentatives en 2003 et 2004 en aval du réservoir Taureau

Tableau 3.6a. Comparaison du nombre d'espèces selon leur groupe écologique en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau

Tableau 3.6b. Comparaison du nombre d'espèces inventoriées en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau.

Tableau 3.6c. Comparaison du nombre d'espèces inventoriées en 2003 et en 2004 en aval du réservoir Taureau. Application de l'analyse de variance à deux critères de classification.

Tableau 3.7. Comparaison du recouvrement (%) de la végétation sur les sites sableux et caillouteux en aval du réservoir Taureau en 2003 et 2004 au moyen du test t de comparaison de deux échantillons appariés.

Tableau 3.8. Comparaison du type d'espèces dominantes sur quelques sites en 2003 et 2004.

Tableau 3.9. Comparaison du nombre d'espèces végétales communes (en %) en 2003 et en 2004 sur les différents types de dépôts en aval du réservoir Taureau.

Annexe 3.1a. Liste des espèces végétales récoltées sur les sites caillouteux dans le lit en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

Annexe 3.1b. Liste des espèces végétales récoltées sur les sites sableux dans le lit en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

LISTE DES FIGURES

Fig. 3.1. Localisation des sites échantillonnés. Les rectangles représentent les sites échantillonnés.

Fig. 3.2. Comparaison des coefficients mensuels d'écoulement (%) en amont et en aval du réservoir Taureau (1930-1990).

Fig. 3.3. Comparaison des débits moyens mensuels (m^3/s) durant les saisons hydrologiques 2002-2003 et 2003-2004 en amont du réservoir Taureau.

Annexe 3a. Liste des espèces végétales récoltées sur les sites caillouteux dans le lit en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
1	<i>Abies balsamifera</i> (Pinacées)	X					
2	<i>Acer pensylvanicum</i> (Acéracées)						
3	<i>Acer rubrum</i> (Acéracées)	X		X		X	
4	<i>Acer spicatum</i> (Acéracées)						
5	<i>Achillea millefolium</i> (Composées)	X	X				
6	<i>Agrotis alba</i> L. (Graminées)	X	X	X	X	X	X
7	<i>Agrotis scabra</i> (Graminées)	X	X				
8	<i>Alnus crispa</i> (Bétulacées)	X					
9	<i>Alnus rugosa</i> (Bétulacées)	X					
10	<i>Amélanchier wiegandii</i> (Rosacées)						
11	<i>Amélanchier</i> sp. (Rosacées)	X					
12	<i>Anaphalis margaritaceae</i> (Composées)	X	X				X
13	<i>Anemone canadense</i> (Renonculacées)						
14	<i>Apocynum androsaemifolium</i> (Apocynacées)	X					
15	<i>Aralia nudicaulis</i> (Araliacées)	X					
16	<i>Aster acuminatus</i> (Composées)		X	X		X	

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
17	<i>Aster cordifolius</i> (Composées)	X				X	
18	<i>Aster macrophyllus</i> (Composées)						
19	<i>Aster novie-belgii</i> (Composées)					X	
20	<i>Aster puniceus</i> (Composées)	X	X	X		X	X
21	<i>Aster umbellatus</i> (Composées)	X	X		X	X	
22	<i>Athyrium filix-femina</i> (Polypodiacees)						
23	<i>Betula alleghanensis</i> (Bétulacées)	X					
24	<i>Betula papyrifera</i> (Bétulacées)	X					
25	<i>Calamagrotis canadense</i> (Graminées)				X		
26	<i>Cardamine pensylvanica</i> (Crucifères)		X				
*27	<i>Carex aquatilis</i> (Cypéracées)	X		X		X	
28	<i>Carex convulata</i> (Cypéracées)					X	
29	<i>Carex crinita</i> (Cypéracées)	X		X		X	X
30*	<i>Carex retrorsa</i> (Cypéracées)						
31	<i>Carex scoparia</i> (Cypéracées)			X		X	
32*	<i>Carex versicaria</i> (Cypéracées)	X					
33*	<i>Chelone glabra</i> (Scrophulariacées)			X	X	X	X
34	<i>Chrysanthemum</i>						

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
	<i>leucanthemum</i> (Composées)						
35	<i>Clematis virginiana</i> (Renonculacées)					X	
36	<i>Cornus stolonifera</i> (Cornacées)	X					
37	<i>Corylus cornuta</i> (Bétulacées)						
38	<i>Diervilla lonicera</i> (Caprifoliacées)	X					
39*	<i>Eleocharis acicularis</i> (Cypéracées)						
40*	<i>Eleocharis smalii</i> (Cypéracées)						
41	<i>Épilobium angustifolium</i> (Onagracées)	X					
42*	<i>Equisetum fluviatile</i> (Équisétacées)	X	X	X		X	
43	<i>Eupatorium maculatum</i> (Composées)	X	X	X		X	X
44	<i>Erigeron strigosus</i> (Composées)	X	X				
45	<i>Eriocaulon septangulare</i> (Ériocaulacées)						
46	<i>Fragaria americana</i> (Rosacées)	X	X	X			
47*	<i>Gallium pallustre</i> L. (Rubiacees)	X	X	X		X	
48*	<i>Glyceria borealis</i> (Graminées)			X	X	X	

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
49*	<i>Glyceria canadense</i> (Graminées)						
50	<i>Glyceria fernandii</i> (Graminées)		X			X	
51*	<i>Glyceria grandis</i> (Graminées)					X	
52*	<i>Glyceria septentrionalis</i> (Graminées)						
53	<i>Glyceria stricta</i> (Graminées)						
54	<i>Habenaria fimbriata</i> (Orchidacées)						
55	<i>Hieracium aurantiacum</i> (Composées)	X	X				
56*	<i>Hypericum boreal</i> (Hypéricacées)	X		X		X	X
<u>57</u>	<i>Hypericum canadense</i> (Hypéricacées)	X	X	X	X	X	X
58	<i>Hypericum virginicum</i> (Hypéricacées)	X	X			X	X
<u>59</u>	<i>Impatiens capensis</i> (Balsaminacées)						
60*	<i>Iris versicolor</i> (Iridacées)	X	X				X
61*	<i>Juncus brevicaudatus</i> (Joncacées)	X		X			
<u>62</u>	<i>Juncus effusus</i> (Joncacées)						
<u>63</u>	<i>Juncus filliformis</i> (Joncacées)	X	X	X			
64*	<i>Juncus tenuis</i> (Joncacées)						

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
65*	<i>Lycopus americanus</i> (Labiées)	X	X	X		X	X
66*	<i>Lycopus uniflorus</i> (Labiées)	X	X				X
67	<i>Lythrum salicaria</i> (Lythracées)						
68*	<i>Lysimachia terrestris</i> (Primulacées)	X	X	X	X	X	X
69	<i>Maianthemum canadense</i> (Liliacées)						
70*	<i>Mentha Canadensis</i> (Labiées)		X			X	
71*	<i>Mimulus ringens</i> (Scrophulariacées)						
72	<i>Muhlenbergia glomerata</i> (Graminées)					X	
73*	<i>Myrica gale</i> (Myricacées)	X		X		X	
74	<i>Onoclea sensibilis</i> (Polypodiacees)				X		X
75	<i>Osmunda cinnamomea</i> (Osmundacées)	X					
76*	<i>Osmunda regalis</i> (Osmundacées)					X	
77	<i>Oxalis stricta</i> (Oxalidacées)						
78	<i>Panicum boreal</i> (Graminées)	X				X	
79	<i>Panicum suvillosum</i> (Graminées)		X				
80	<i>Phalaris arundinacea</i> (Graminées)						X

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
81	<i>Phleum pratense</i> (Graminées)		X	X		X	
82	<i>Picea glauca</i> (Pinacées)	X					
83	<i>Pinus divaricata</i> (Pinacées)	X					
84	<i>Pinus resinosa</i> (Pinacées)	X					
85	<i>Pinus strobes</i> (Pinacées)					X	
86	<i>Plantago major</i> (Plantaginacées)						
87	<i>Poa palustris</i> (Graminées)	X	X			X	
88	<i>Polygonum ciliode</i> (Polygonacées)						
89	<i>Polygonum convulvus</i> (Polygonacées)						
90*	<i>Polygonum hydropiper</i> (Polygonacées)	X	X	X		X	
91*	<i>Polygonum punctatum</i> (Polygonacées)						
92*	<i>Polygonum sagittatum</i> (Polygonacées)						
93	<i>Populus balsamifera</i> (Salicacées)	X					
94*	<i>Populus deltoides</i> (Salicacées)						
95	<i>Populus grandidentata</i> (Salicacées)						
96	<i>Populus tremuloides</i> (Salicacées)	X					

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
97	<i>Potamogeton spirilis</i> (Potamogetonacées)						X
98*	<i>Potentilla palustris</i> (Rosacées)						
99	<i>Prunella vulgaris</i> (Labiées)	X	X				X
100	<i>Prunus pensylvanica</i> (Rosacées)	X					
101	<i>Pteridium aquilinum</i> (Polypodiacees)						
102	<i>Pyrola elliptica</i> (Ericacées)						
103	<i>Ranunculus acris</i> (Renonculacées)	X					
<u>104</u>	<i>Ranunculus reptans</i> (Renonculacées)		X	X	X	X	
105	<i>Rhamnus alnifolius</i> (Rhamnacees)	X					
106	<i>Roripa islandica</i> (Crucifères)	X		X		X	
107	<i>Rubus idaeus</i> (Rosacées)	X					
<u>108</u>	<i>Rubus pubescens</i> (Rosacées)				X		
109*	<i>Sagittaria latifolia</i> (Alismatacées)						
<u>110</u>	<i>Salix bebbiana</i> sp. (Salicacées)	X					
<u>111</u>	<i>Salix discolor</i> (Salicacées)	X				X	
<u>112</u>	<i>Salix lucida</i> (Salicacées)						
113	<i>Salix rigida</i> (Salicacées)	X					
<u>114</u>	<i>Scirpus actrocintus</i>	X	X				

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
	(Cypéracées)						
115*	<i>Scirpus antrovirens</i> (Cypéracées)	X					
116*	<i>Scirpus cyperinus</i> (Cypéracées)		X				
117	<i>Scirpus rubrocinctus</i> (Cypéracées)						
118	<i>Scirpus sp.</i> (Cypéracées)						
119	<i>Scutellaria epilobifolia</i> (Labiées)	X					
120*	<i>Scutellaria laterifolia</i> (Labiées)		X			X	
121*	<i>Sium suave</i> (Ombellifères)	X	X	X	X	X	
122	<i>Solidago canadense</i> (Composées)						
123	<i>Solidago graminifolia</i> (Composées)	X	X	X		X	X
124	<i>Solidago macrophylla</i> (Composées)	X					
125	<i>Solidago puberla</i> (Composées)						
126	<i>Solidago rugosa</i> (Composées)						
127	<i>Sorbus americana</i> (Rosacées)						
128	<i>Spirea latifolia</i> (Rosacées)	X	X	X		X	
129	<i>Steptopus roseus</i> (Liliacées)						
130	<i>Taraxacum officinale</i> (Composées)						

No	Espèces	C1		C2		C3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
131	<i>Thalictrum pubescens</i> (Renonculacées)	X	X	X		X	X
132	<i>Thuja occidentalis</i> (Cupressacées)						
133	<i>Trientalis borealis</i> (Primulacées)	X					
134*	<i>Torreyochloa pallida</i> (Graminées)						
135	<i>Vaccinium myrtilloides</i> (Éricacées)	X					
136*	<i>Véronica scutellata</i> (Labiées)		X	X		X	
137	<i>Viburnum cassinoides</i> (Caprifoliacées)	X					
138	<i>Vicia cracca</i> (Légumineuses)						
139	<i>Vinca minor</i> (Apocynacées)						
140	<i>Viola pallens</i> (Violacées)	X	X			X	
141	<i>Viola septentrionalis</i> (Violacées)	X		X	X	X	

* = espèces obligées des milieux humides (OBL), 131 = espèces facultatives des milieux humides, (violacées) = nom de famille, X = espèce présente sur ce dépôt.

Annexe 3.b. Liste des espèces végétales récoltées sur les sites sableux dans le lit en aval du réservoir Taureau en 2003 et en 2004.

No	Espèces	S1		S2		S3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
1	<i>Abies balsamifera</i>	X					
2	<i>Acer pensylvanicum</i>	X					
<u>3</u>	<i>Acer rubrum</i>					X	
4	<i>Acer spicatum</i>	X					
5	<i>Achillea millefolium</i>	X	X		X		
6	<i>Agrotis alba</i> L.	X	X		X	X	
7	<i>Agrotis scabra</i>	X		X	X		
8	<i>Alnus crispa</i>						
9	<i>Alnus rugosa</i>	X		X			
10	<i>Amélanchier wiegandii</i>	X					
11	<i>Amélanchier</i> sp.	X					
12	<i>Anaphalis margaritaceae</i>	X		X	X		
<u>13</u>	<i>Anemone canadense</i>	X		X	X		
14	<i>Apocynum androseamifolium</i>	X					
15	<i>Aralia nudicaulis</i>	X					
16	<i>Aster acuminatus</i>			X			
17	<i>Aster cordifolius</i>	X					
18	<i>Aster macrophyllus</i>	X					
<u>19</u>	<i>Aster novie-belgii</i>						
<u>20</u>	<i>Aster puniceus</i>	X		X	X	X	X
<u>21</u>	<i>Aster umbellatus</i>	X	X				
22	<i>Athyrium filix-femina</i>	X					
23	<i>Betula alleghanensis</i>	X					
24	<i>Betula papyrifera</i>	X					
<u>25</u>	<i>Calamagrotis canadense</i>	X	X	X	X	X	

No	Espèces	S1		S2		S3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
26*	<i>Carex aquatilis</i> Wahl	X		X	X		X
27	<i>Carex convulata</i>						
<u>28</u>	<i>Carex crinita</i> Lamb	X	X	X	X	X	X
29*	<i>Carex retrorsa</i>	X			X		X
<u>30</u>	<i>Carex scoparia</i>	X			X		
31*	<i>Carex versicaria</i>	X	X	X	X	X	
32*	<i>Chelone glabra</i>	X	X		X		
33	<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>		X				X
34	<i>Clematis virginiana</i>						
<u>35</u>	<i>Cornus stolonifera</i>	X					
36	<i>Corylus cornuta</i>	X					
37	<i>Diervilla lonicera</i>	X					
38*	<i>Eleocharis acicularis</i>	X			X		
39*	<i>Eleocharis smalii</i>	X	X		X		X
40*	<i>Equisetum fluviatile</i>	X		X	X		
<u>41</u>	<i>Eupatorium maculatum</i>	X	X	X	X		
42	<i>Épilobium angustifolium</i>						
43	<i>Erigeron strigosus</i>			X			
44	<i>Eriocaulon septangulare</i>	X				X	
45	<i>Fragaria americana</i>	X	X	X			
46*	<i>Gallium asprellum</i> (Rubiacees)				X		
47*	<i>Gallium pallustre</i> L.	X	X	X	X	X	
48*	<i>Glyceria borealis</i>			X			
49*	<i>Glyceria canadense</i>		X	X	X	X	
50	<i>Glyceria fernandii</i>						
51*	<i>Glyceria grandis</i>			X			

No	Espèces	S1		S2		S3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
52*	<i>Glyceria septentrionalis</i>	X					
53*	<i>Glyceria stricta</i>	X					
54	<i>Habenaria fimbriata</i>	X					
55	<i>Hieracium aurantiacum</i>	X					
56*	<i>Hypericum boreal</i>	X	X	X	X		X
57	<i>Hypericum canadense</i>	X	X	X	X		X
58	<i>Hypericum virginicum</i>	X	X	X	X	X	
59	<i>Impatiens capensis</i>	X		X	X		
60*	<i>Iris versicolor</i>	X		X	X		
61*	<i>Juncus brevicaudatus</i>					X	
62	<i>Juncus effusus</i>			X			
63	<i>Juncus filiformis</i>	X	X	X	X		X
64*	<i>Juncus tenuis</i>	X		X			
65*	<i>Lycopus americanus</i>	X		X	X	X	
66*	<i>Lycopus uniflorus</i>	X	X	X	X	X	X
67	<i>Lythrum salicaria</i>			X			
68*	<i>Lysimachia terrestris</i>	X	X	X	X	X	X
69	<i>Maianthemum canadense</i>	X			X		
70*	<i>Mentha canadensis</i>	X	X	X	X		
71	<i>Mimulus ringens</i>	X		X		X	
72	<i>Muhlenbergia glomerata</i>						
73*	<i>Myrica gale</i>			X	X		
74	<i>Onoclea sensibilis</i>	X	X	X		X	X
75	<i>Osmunda cinnamomea</i>						
76*	<i>Osmunda regalis</i>	X					
77	<i>Oxalis stricta</i>			X	X		
78	<i>Panicum boreal</i>	X					
79	<i>Phleum pratense</i>						

No	Espèces	S1		S2		S3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
80	<i>Picea glauca</i>						
81	<i>Pinus divaricata</i>						
82	<i>Pinus resinosa</i>						
83	<i>Pinus strobes</i>						
84	<i>Plantago major</i>			X			
<u>85</u>	<i>Poa palustris</i>			X			
86	<i>Polygonum cilinode</i>	X	X				
87	<i>Polygonum convulvus</i>	X		X			
88*	<i>Polygonum hydropiper</i>	X	X	X	X	X	
89*	<i>Polygonum punctatum</i>			X			
90*	<i>Polygonum sagittatum</i>					X	
<u>91</u>	<i>Populus balsamifera</i>			X			
92*	<i>Populus deltoides</i>	X					
93	<i>Populus grandidentata</i>			X			
94	<i>Populus tremuloides</i>	X			X		
95*	<i>Potentilla palustris</i>			X			
96	<i>Prunella vulgaris</i>				X		
97	<i>Prunus pensylvanica</i>	X	X				
98	<i>Pteridium aquilinum</i>	X	X				
99	<i>Pyrola elliptica</i>	X					
100	<i>Ranunculus acris</i>			X			
<u>101</u>	<i>Ranunculus reptans</i>	X	X	X	X	X	X
102	<i>Rhamnus alnifolius</i>						
103	<i>Roripa islandica</i>			X			
104	<i>Rubus idaeus</i>	X					
<u>105</u>	<i>Rubus pubescens</i>	X					
106	<i>Rumex</i> <i>britannica</i> (Polygonacées)				X		

No	Espèces	S1		S2		S3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
107*	<i>Sagittaria latifolia</i>			X		X	X
<u>108</u>	<i>Salix bebbiana</i> sp.	X					
<u>119</u>	<i>Salix discolor</i>		X	X			
<u>110</u>	<i>Salix lucida</i>			X			
111	<i>Salix rigida</i>	X		X		X	
<u>112</u>	<i>Scirpus actrocintus</i>	X	X	X	X	X	X
113*	<i>Scirpus atrovirens</i>	X		X	X		
114*	<i>Scirpus cyperinus</i>	X		X	X	X	
115	<i>Scirpus rubrocinctus</i>			X			
116	<i>Scirpus</i> sp.			X			
117	<i>Scutellaria epilobifolia</i>			X			
118*	<i>Scutellaria laterifolia</i>		X		X		X
119*	<i>Sium suave</i>	X	X	X	X	X	X
120	<i>Solidago canadense</i>			X			
121	<i>Solidago graminifolia</i>	X	X		X		X
122	<i>Solidago macrophylla</i>	X					
123	<i>Solidago puberla</i>	X					
124	<i>Solidago rugosa</i>	X					
125	<i>Sorbus americana</i>	X					
126	<i>Spirea latifolia</i>	X		X	X		
127	<i>Steptopus roseus</i>	X					
128	<i>Taraxacum officinale</i>	X					
<u>129</u>	<i>Thalictrum pubescens</i>	X	X	X			X
130	<i>Thuja occidentalis</i>			X			
131*	<i>Torreyochloa pallida</i>	X					
132	<i>Trientalis borealis</i>						
133	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	X					
134*	<i>Véronica scutellata</i>	X		X	X	X	

No	Espèces	S1		S2		S3	
		2003	2004	2003	2004	2003	2004
135	<i>Viburnum cassinoides</i>	X					
136	<i>Vicia cracca</i>	X					
137	<i>Vinca minor</i>			X			
138	<i>Viola pallens</i>	X		X	X		X
139	<i>Viola septentrionalis</i>	X	X		X		

* = espèces obligées des milieux humides (OBL), 131 = espèces facultatives des milieux humides, X = espèce présente sur ce dépôt.

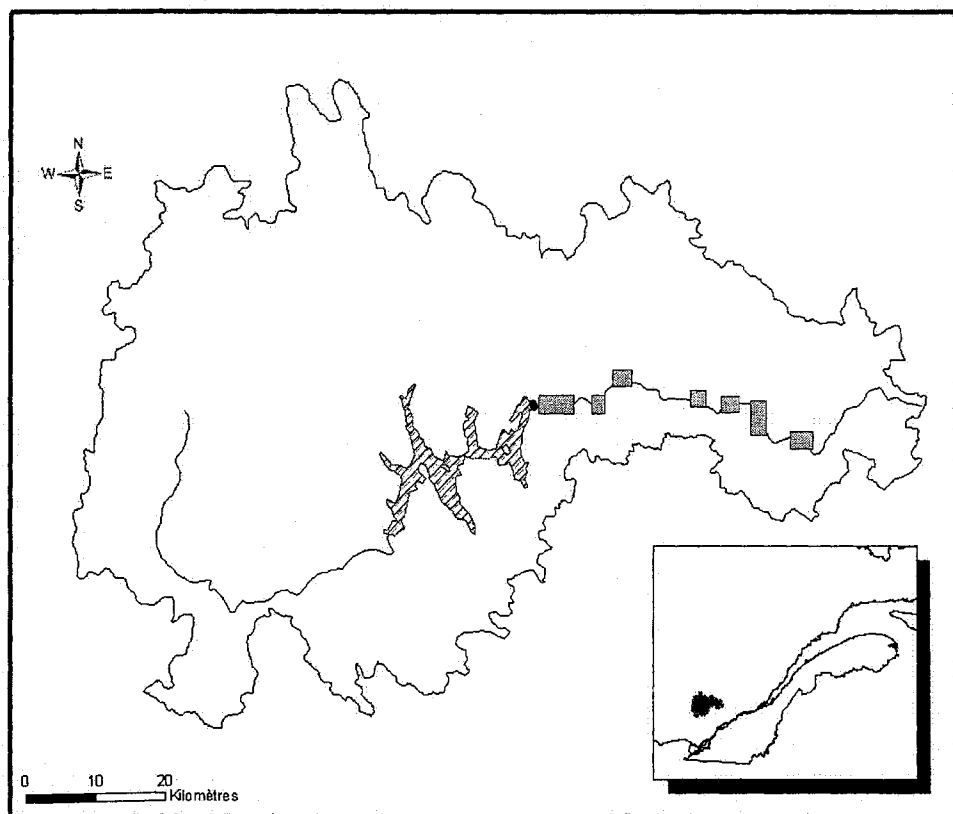


Fig.3.1

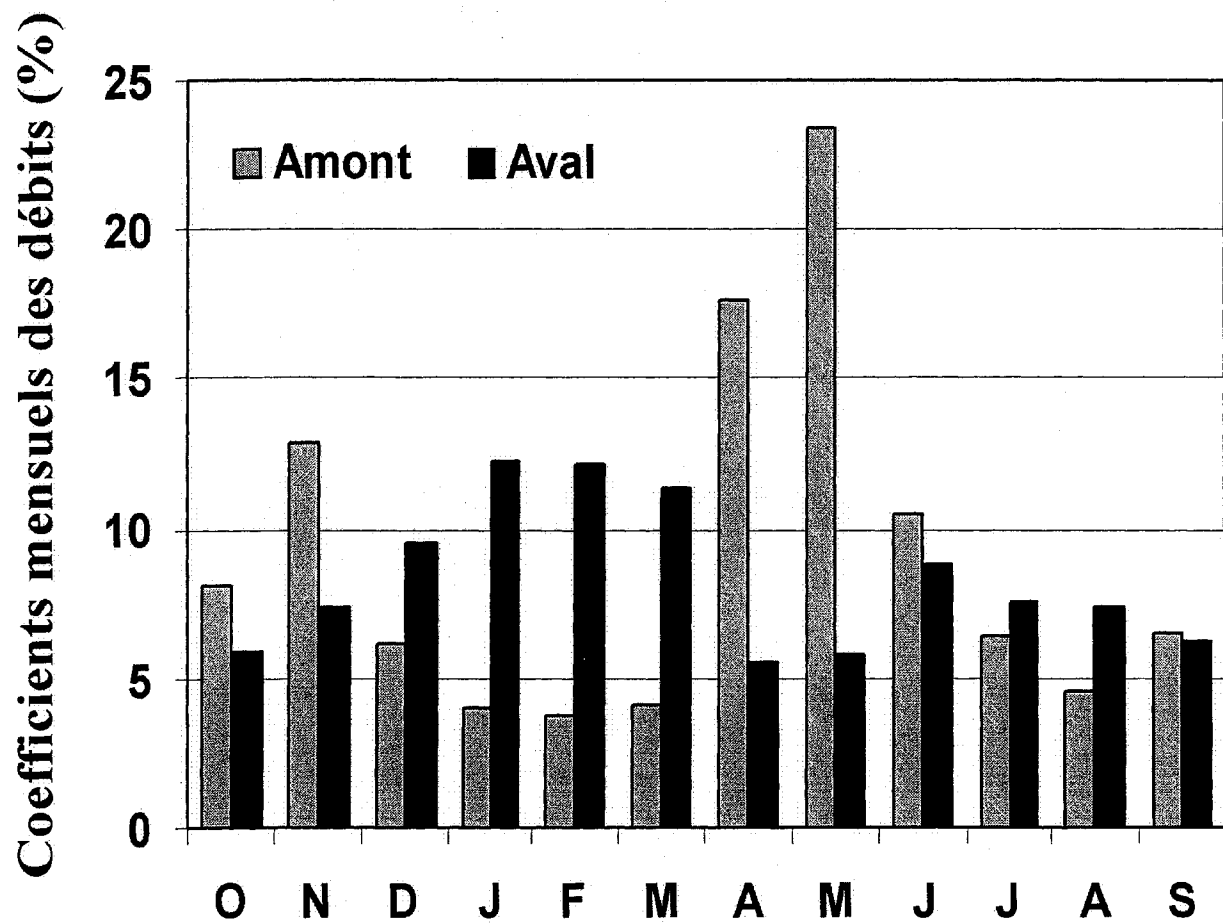


Fig.3.2

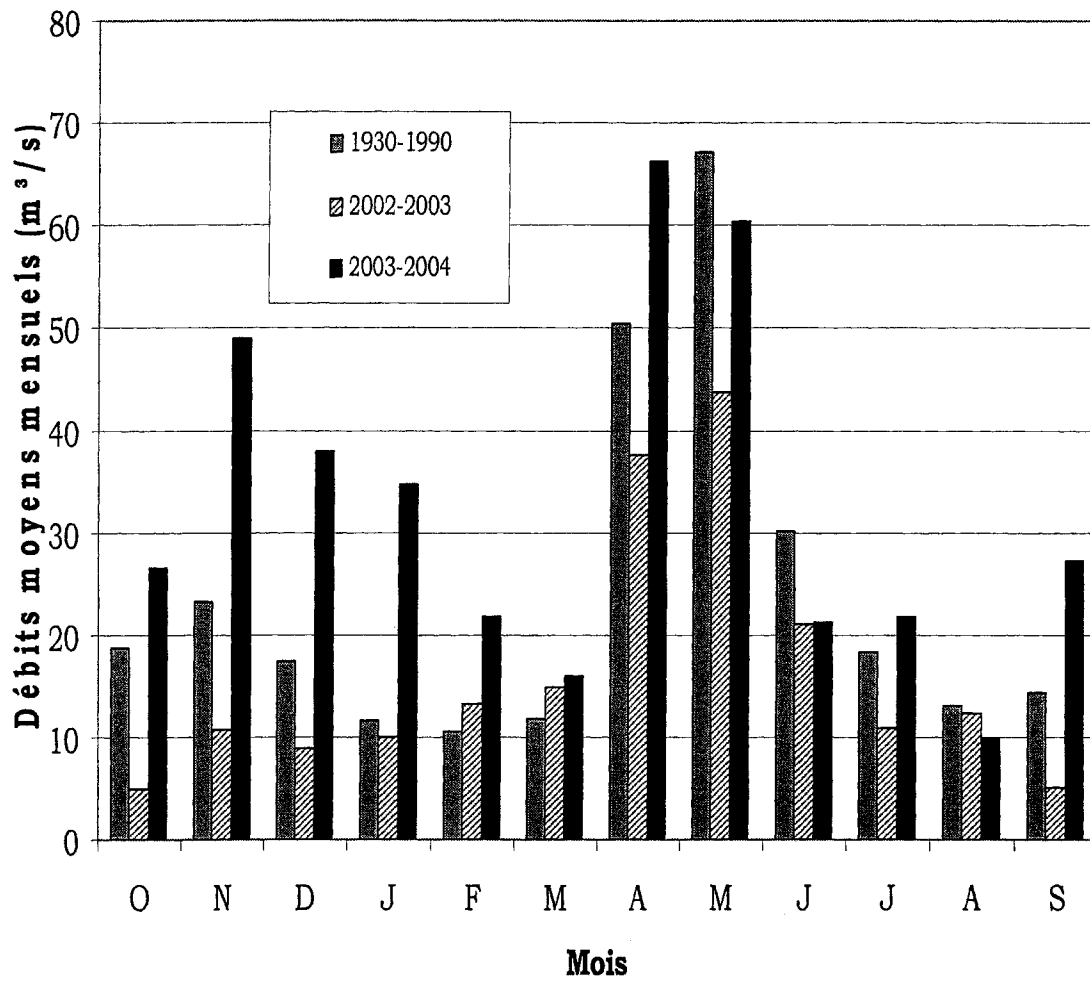


Fig.3.3